Biologische Untersuchungen an Regenwasserauffangteichen in Berlin

Inaugural-Dissertation
zur
Erlangung der Doktorwürde
der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Freien Universität Berlin

vorgelegt von
Bernd-Wulfhard Vorpahl
aus Berlin

1969

Gutachter: 1. Professor Dr. H. Kemper
2. Professor Dr. F. Peus
Tag der mündlichen Prüfung: 20. 5. 1969

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Veröffentlicht in der Zeitschrift für Angewandte Zoologie, 2. und 3. Heft 1970
Verlag Duncker & Humblot, Berlin 41

(Aus dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin-Dahlem)

Biologische Untersuchungen an Regenwasserauffangteichen in Berlin*

I. Untersuchungsgebiete und Methodik

Von Bernd-Wulfhard Vorpahl

(Mit 8 Abbildungen)

Einführung

In Berlin ist eine große Zahl der Parkgewässer, aber auch künstlicher Becken, zur Aufnahme des Straßenregenwassers als Rückhaltebecken oder Sickerbecken hergerichtet worden. Da mit stärkerer Bebauung und Bepflasterung mehr Regenwasser, und mit zunehmendem Straßenverkehr bedeutend mehr Öl und Gummiabrieb anfallen und vom Regenwasser fortgeschwemmt werden, besteht allgemein die Veranlassung, an eine übermäßige Belastung dieser Gewässer zu denken. Es ist deshalb die Frage aufgetaucht, diese Becken, man kann sie auch als Teiche bezeichnen, auf ihre Tier- und Pflanzenwelt zu untersuchen, um so Einsichten in die ökologischen Verhältnisse dieser Becken zu gewinnen und eventuell eine eintretende Überbeanspruchung zu erkennen.

Bisher ist eine Reihe von Gewässern untersucht worden, die in Größe und zum Teil auch Bewuchs den hier vorliegenden Objekten ähneln. Dabei lag der Schwerpunkt — nach den ersten grundlegenden Erkenntnissen über die Lebensgemeinschaften der kleineren Gewässer — bei der Untersuchung von Fischteichen (Weimann, 1938, Ziegelmeier, 1940 u. a.) und später bei Abwasserteichen (Bick, 1961 und Uhlmann, 1965, 1966, 1967). Stadtparkgewässer wurden in Einzelfällen von Schaedel (1917), Schröder (1937) u. a. gesichtet. Über Teiche, denen

* Die vorliegende Arbeit wurde als Inaugural-Dissertation, D 188, zur Erlangung der Doktorwürde von der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Freien Universität Berlin-Dahlem, 1969, angenommen.

ausschließlich Straßenregenwasser zufließt, liegen bisher keine vergleichenden Untersuchungen vor. Nur Uhlmann (1966) hat einige Flachgewässer in seine Arbeit einbezogen, die neben Stallabwässern o. ä. auch Regenwasser von der Straße erhielten.

Ich habe besonders die Planktonorganismen der Teiche betrachtet, wobei es nicht in meiner Absicht lag, eine bis ins letzte gehende Artenliste aufzustellen und das gesamte Plankton zu erfassen, sondern einen Einblick in den Jahreswechsel der häufig auftretenden Formen und ihre Bedeutung für den Stoffkreislauf zu gewinnen. Es war zu hoffen, daß der Einfluß von Straßenregenwasser für die Teiche erkannt würde. Vergleichend sollte festgestellt werden, ob die Gewässer durch das Regenwasser stark belastet werden oder gar Fäulnis zeigen, und ob die Organismenwelt durch den Einfluß eingeleiteter chemischer Substanzen, wie z. B. Öle, Phenole u. ä., verändert wird. Die Untersuchungen dauerten vom Februar 1964 bis zum November 1966.

Die untersuchten Gewässer

Ein großer Teil der Regenwasserbecken wurde schon vor dem Kriege angelegt. Da für viele keine Daten vorliegen, wurden nur solche Becken gewählt, über die mir von der Berliner Stadtentwässerung ausreichende Angaben gemacht werden konnten. Von diesen wählte ich solche mit stark unterschiedlichem Charakter aus, von denen fünf Teiche Straßenregenwasser erhalten, während zwei ohne derartige Zuflüsse sind.

1. Der Pücklerpfuhl

Der Pücklerpfuhl liegt am Rande des Grunewalds im Südwesten der Stadt Berlin im Bezirk Zehlendorf und wird von hochstämmigen Kiefern umstanden. Das Gewässer ist eine ovale, flache Mulde von maximal 3600 m² Ausdehnung und einer Tiefe zwischen 1 m und 1,5 m in der Mitte. An der Südseite befindet sich ein gemauerter Überlauf, durch den bei starkem Regen das Wasser in eine 2400 m² große, weiter entfernt liegende Talmulde abfließt.

Ein Bewuchs an höheren Wasserpflanzen ist nicht vorhanden (siehe Abb. 1). Durch die umstehenden Kiefern hervorgerufen, fällt im Laufe des Tages Schatten in breiten Flächen auf das Gewässer.

Zwischen den beiden aus NO kommenden Zuflüssen und dem Pücklerpfuhl ist ein Beruhigungsbecken von ca. 14 m² vorgeschaltet. Dieses stellt eine gemauerte Wanne dar, die zum Teich hin nur am oberen Rand eine kleine Öffnung hat. Das einfließende Wasser wird erst in

diesem Absetzbecken gestaut, ehe es in den Teich weiterfließt. Dadurch wird erreicht, daß sich ein großer Teil der groben Sinkstoffe hier ablagert. Etwa dreimal im Jahr wird der ölig erscheinende, blauschwarze Schlamm entfernt. Das Wasser des Pücklerpfuhles hat keinen Anschluß an das Grundwasser, so daß das zufließende Wasser versickern muß, was in dem sandigen Untergrund gut möglich ist. Fließt sehr viel Wasser ein, so strömt ein Teil durch den Überlauf in die bereits erwähnte, ca. 100 m entfernte Talmulde.

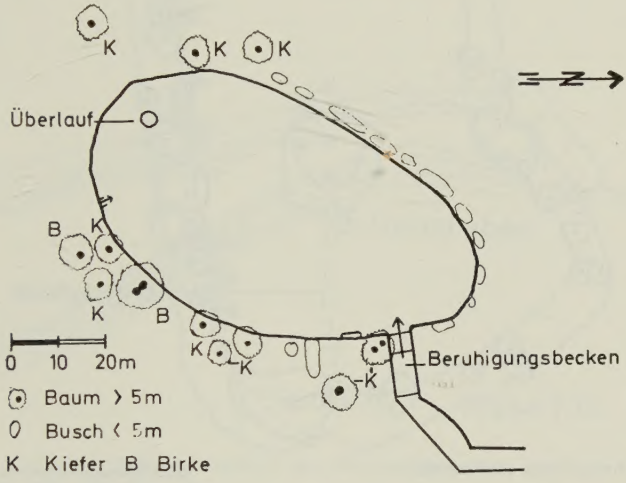


Abb. 1. Gestalt und Baumbestand des Pücklerpfuhls.

2. Der Forckenbeckteich

An der Forckenbeckstraße in Berlin-Wilmersdorf wurde das ausschließlich zur Regenwasseraufnahme, ca. 7800 m² große und zwischen 0,5 m und 1,2 m tiefe Becken eingerichtet. Der Boden ist betoniert und der untere Teil der Böschung gepflastert. Diese steigt zum Teil mehr als 15 m an, so daß es scheint, als ob das Becken in einem Talkessel liegt. In der Mitte des rechteckigen Teiches befindet sich eine kleine Insel. Die Pflasterung verhindert einen starken Wasserpflanzenwuchs; deshalb findet sich nur an der Südseite ein gelegentlich bis zu 1,5 m breiter Streifen von *Acorus calamus*, etwas *Carex* und an der Ostseite der Insel ebenfalls etwas *Acorus calamus* (s. Abb. 2). Die Böschung und die Insel dagegen sind mit dichtem Gebüsch und großen Bäumen bestanden, die bewirken, daß im Laufe des Tages ein Teil der Wasser-

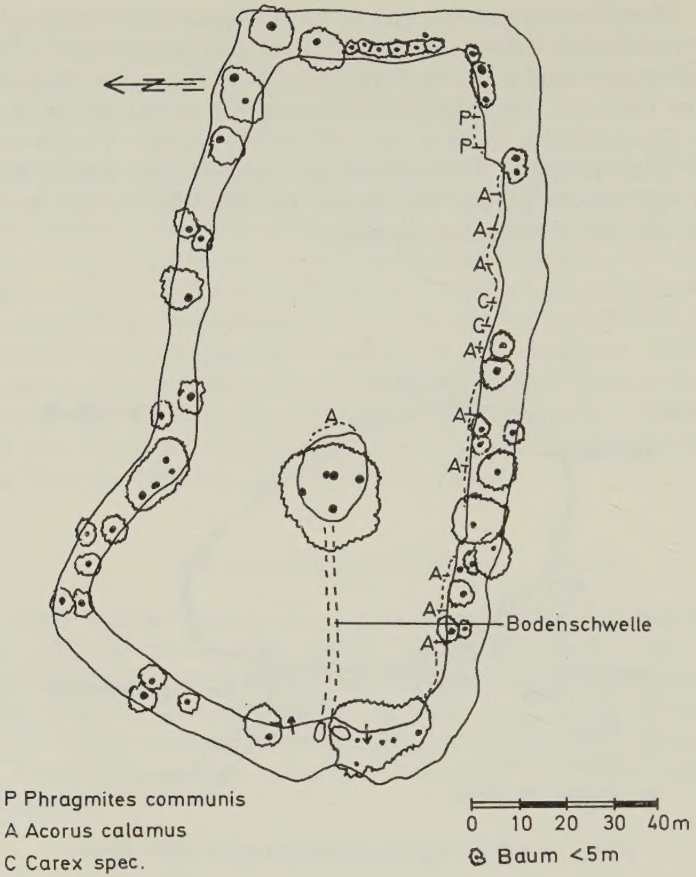


Abb. 2. Gestalt und Vegetation des Forckenbeckteiches.

fläche im Schatten liegt. Einige Stockenten, zeitweilig auch einige Hausenten und ein Teichhuhnpaar besiedeln das Gebiet.

Bei diesem reinen Durchlaufbecken fließt das Wasser durch den Zufluß auf der Westseite in den Teich, umfließt langsam die Insel in der Mitte, um dann durch den Abfluß, dicht neben dem Zufluß, auszufließen. Die Strömungsrichtung wird durch ein unterschiedliches Niveau des Betonbodens erreicht. Die Differenz beträgt zwischen Zufluß und Abfluß etwa 50 cm. Ein schneller Durchfluß des Wassers vor der Insel wird durch eine Bodenwelle verhindert. In diesem Teich besteht keine Möglichkeit für das Wasser, zu versickern. Das zufließende Wasser wird durch einen Grobkiesfilter vorgereinigt.

3. Das Wiesenbecken

Das Wiesenbecken am Magistratsweg in Staaken im Bezirk Spandau ist das jüngste der untersuchten Becken und im Zuge der Bebauung dieses Stadtgebietes angelegt worden. Es hat einen etwa nierenförmigen Umriß, eine bis zum Wasserspiegel aus Granitquadern gemauerte Böschung, und bei einer Größe von 13 000 m² eine Tiefe zwischen 1 m und 2 m. An die Steinböschung schließt sich nach oben eine Grasfläche an. In der Nähe des Teiches sind keine Bäume zu finden, so daß die Sonneneinstrahlung stets intensiv ist (s. Abb. 3).

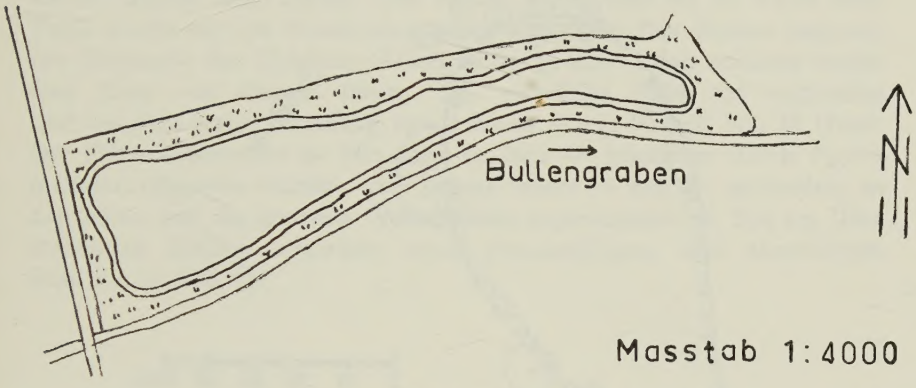


Abb. 3. Gestalt des Wiesenbeckens.

Das Wiesenbecken ist als Sickerbecken mit einem Durchlauf angelegt. Besondere Einrichtungen zur Vorreinigung des Straßenregenwassers sind mir nicht bekannt. Da die Böschung geflastert ist, dient nur die Sohle, die zum Teil mit Bauschutt bedeckt ist, als Sickerfläche. Der Teich hat Anschluß an das Grundwasser. Das Wasser fließt von Westen und Osten zu.

4. Der Dreipfuhl

In einem Berliner Park im Bezirk Zehlendorf liegt der Dreipfuhl mit einer Größe von ca. 10 000 m² und einer Tiefe von 1,5 m bis 2 m. An die Westseite grenzt ein dichter Baumbestand, im Osten befindet sich zum Teil Ufergebüsch und im Südwesten ein gemauertes Podest. Der Uferbewuchs des Dreipfuhls ist vielseitig und bildet — das Südwestufer auslassend — einen bis zu 4 m breiten Pflanzengürtel aus einer Mischung mehrerer Arten. Am häufigsten ist *Typha latifolia*

und *Phragmites communis*, dazwischen wachsen *Carex, Iris pseudoacorus, Glyceria maxima* und Binsen (s. Abb. 4). Die Bäume an der West- und Südwestseite rufen eine partielle Beschattung hervor. Das Wasser bevölkern stets eine große Zahl von Stockenten und einige Teichhühner.

Beim Dreipfuhl fließt das Wasser über drei Zuflüsse, zwei größere an der Nord- und Südseite und einen kleineren an der Südwestseite, zu. Es soll ein Sandfang vorgeschaltet sein, der die gröbsten Verschmutzungen abfängt. Bei Erreichen einer gewissen Wasserhöhe fließt

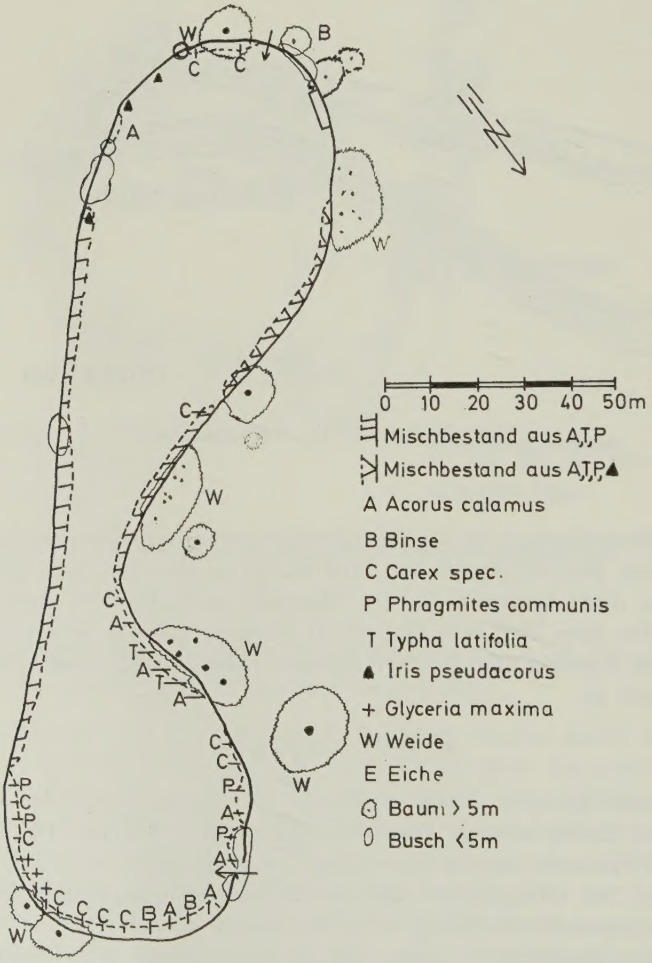


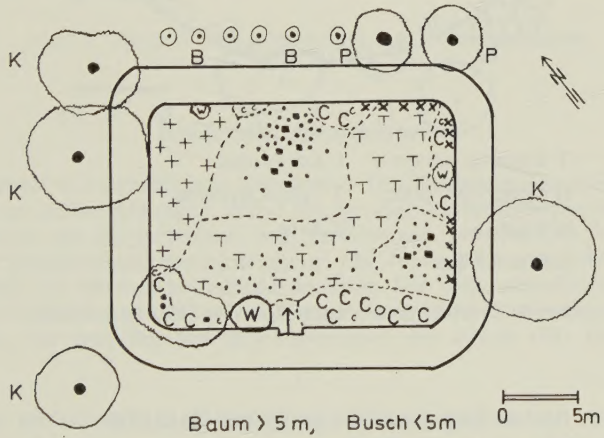
Abb. 4. Gestalt und Vegetation des Dreipfuhls

das überschüssige Wasser in den Buschgraben; außerdem kann es abgelassen werden, um einen anderen Teich aufzufüllen.

5. Das Becken an der Lindauer Allee

(hier „Lindauer Teich" genannt)

In der Lindauer Allee im Bezirk Reinickendorf sind drei Sickerbecken in der zweiten Hälfte der fünfziger Jahre für das Regenwasser eingerichtet worden. Bei diesen Teichen muß das gesamte zulaufende Wasser versickern, während bei allen anderen die Möglichkeit des Überlaufens und Ablassens vorhanden ist. Sie haben eine Größe von 425 m², 360 m² und 270 m². Der 360 m² große und bis zu 0,9 m tiefe Teich wurde für die Untersuchungen ausgewählt. Das Becken liegt auf der Nordseite der Lindauer Allee, während die beiden anderen rechts und links von diesem liegen. Der gewählte Teich ist rechteckig und hat eine steile Böschung von 3 m mit einem Winkel von 34 Grad. Der Pflanzenbewuchs ist von Jahr zu Jahr — besonders durch *Typha latifolia, Glyceria maxima* und *Lemna minor* — stärker geworden, so daß heute fast die gesamte Wasserfläche zugewachsen ist. Die am Ufer stehenden Bäume bewirken einen morgendlichen und abendlichen Schatten (s. Abb. 5).



C Carex spec., + Glyceria maxima, ▪ Potamogeton natans
T Typha latifolia, ⁘ Lemna minor, × Alisma plantago-aquatica, K Kastanie, W Weide, P Pappel, B Buche,

Abb. 5. Gestalt und Vegetation des Lindauer Teiches.

Das Wasser fließt ohne Vorreinigung in die Becken ein und verteilt sich meines Wissens zu etwa gleichen Teilen auf die drei Becken.

6. Die Blanke Helle

In einer eiszeitlichen Vertiefung in Berlin-Tempelhof liegt die Blanke Helle. Über eine lange, geneigte und grasbedeckte Böschung gelangt man an das ovale Gewässer. Seine Tiefe beträgt in der Mitte etwa 1,5 m. Die südliche, westliche und östliche Uferzone ist mit Erlen und Weiden bewachsen, während an die Nordseite die Grasfläche herantritt. Das Ufer umgibt ein stellenweise bis zu 4 m breiter Gürtel aus *Glyceria maxima, Carex* und *Typha latifolia.* Auf der Nordseite liegt ein runder Teppich von *Nymphaea alba* von ca. 3 m Durchmesser (s. Abb. 6). Reichliche Sonneneinstrahlung trifft hauptsächlich auf den östlichen Teil des Nordufers.

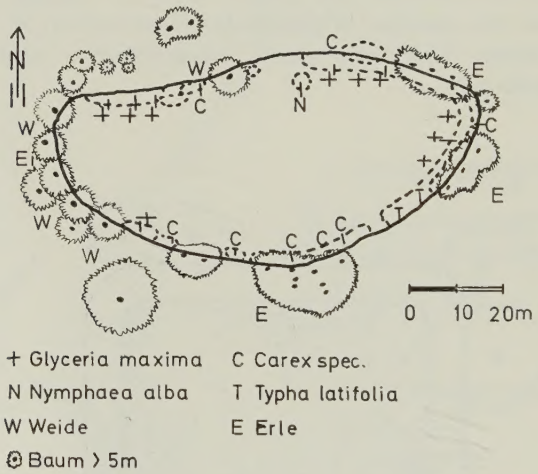


Abb. 6. Gestalt und Vegetation der Blanken Helle.

Stockenten finden sich stets in größerer Zahl; besonders im Herbst stieg die Zahl bis über 60 Exemplare an. Zu dieser Jahreszeit waren fast ebensoviel Lachmöven dort. Wasser erhält der Teich von einigen Parkwegen und gelegentlich im Sommer aus einem Kinderplanschbecken, das während der Badesaison langsam nachts etwa 8 m^3 in den Teich abgibt.

7. Der Friedhofsteich

Inmitten eines Parkwaldbestandes auf dem 2. Städtischen Friedhof in Berlin-Tempelhof liegt in einer Mulde der langgestreckte Friedhofsteich. An das Ost- und Südufer tritt Erlengehölz heran, während das Nord- und Westufer eine grasbewachsene Böschung aufweisen.

Phragmites communis findet sich in kurzen Streifen an der Westseite. Das Gewässer ist an allen Seiten von hohen Bäumen umstanden, so daß große Flächen beschattet sind und nur vorübergehend mäßige Sonneneinstrahlung herrscht (s. Abb. 7). Stockenten und einige Teichhühner sind meist zu finden. Diesem Teich fließt Wasser von den Friedhofswegen und gelegentlich Sprengwasser zu. Vorreinigende Einrichtungen sind mir nicht bekannt.

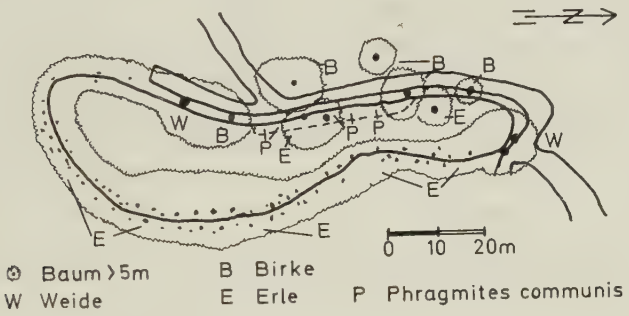


Abb. 7. Gestalt und Vegetation des Friedhofteiches.

Niederschlagsverhältnisse

Berlin gehört zur gemäßigten Klimazone. Die Niederschläge überwiegen die Verdunstung. Im langjährigen Mittel beträgt der Jahresniederschlag 583,6 mm. Das Maximum der Niederschläge liegt im Sommer. 1964 entsprach das Jahresmittel den langjährigen Beobachtungen; die Jahre 1965 und 1966 waren mit 638 mm bzw. mit 760 mm bedeutend feuchter. Die unterschiedliche Verteilung der monatlichen Niederschläge im Vergleich der drei Beobachtungsjahre zu den Mitteln der langjährigen Monatssummen der Jahre 1851 bis 1960 zeigt Abb. 8.

Wasserführung und Einzugsgebiet

Aus dem vorhergehenden wird ersichtlich, daß sich die Becken deutlich in der Größe, der Betriebsform, dem Bewuchs mit höheren Pflanzen und dem Baumbestand der Umgebung unterscheiden. Als Vergleich zu den Straßenregenwasserbecken wurden die Blanke Helle, die im Charakter dem Dreipfuhl ähnelt, und der Friedhofsteich herangezogen, der Parallelen zum Pücklerpfuhl

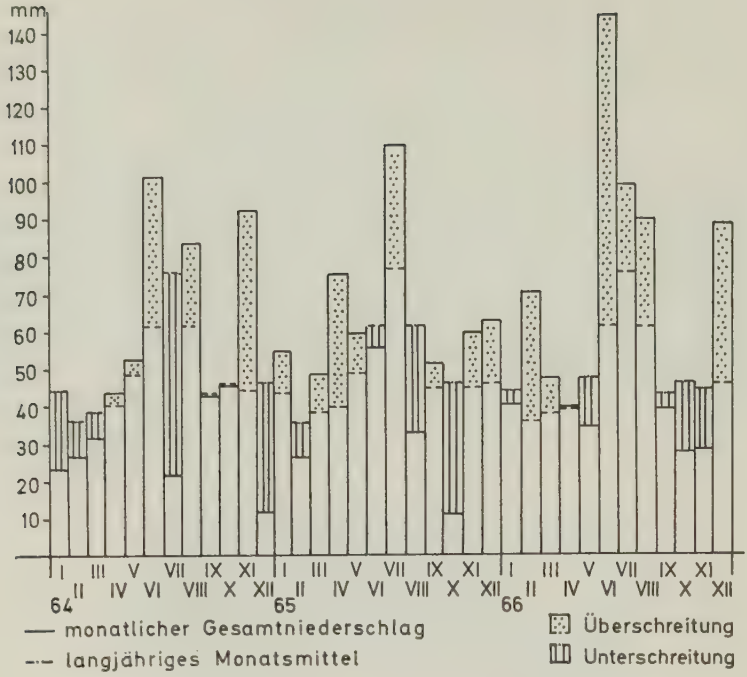


Abb. 8. Vergleich der monatlichen Niederschläge der Jahre 1964—66 mit den langjährigen Monatsmitteln.

aufweist; allerdings ist ersterer stärker beschattet. Beide Vergleichsteiche erhielten kein Straßenregenwasser.

Wichtig ist das Verhältnis der Wassermenge des Gewässers zur einfließenden Regenmenge. Der Stadtentwässerung dient als Grundlage für die Planung eines Beckens der Berechnungsregen, das heißt, einem Regen von 20 min Dauer und einer Regenabgabe von 80 l/s/ha; das entspricht einem Niederschlag von 9,6 mm m^2 in 20 min. Auf 1 ha fallen dann 96 000 l. Diese Menge müßte in etwa 20 min (80 l/s) in den Teich einfließen. Da aber jedes Einzugsgebiet Grünanlagen und ähnliches als Sickerfläche enthält, ermittelte man den sogenannten Beiwert, der als grober Mittelwert diese Flächen berücksichtigt. Durch die Einführung des Beiwertes läßt sich etwa die tatsächliche Abflußmenge in Q = l/s angeben. Setzt man Q ins Verhältnis zum Teichinhalt, so erhält man für die einzelnen Teiche, die Straßenregenwasser erhalten, folgende Werte:

Pücklerpfuhl	1 : 1,9	Dreipfuhl	1 : 6,3
Wiesenbecken	1 : 5,5	Forckenbeckteich	1 : 1—2
	Lindauer Teich	1 : 5,8	

Diese Zahlen zeigen, daß der Pücklerpfuhl und der Forckenbeckteich sehr viel Regenwasser erhalten, während bei den anderen drei das Verhältnis zur Eigenmenge bedeutend geringer ist.

Entscheidend ist auch die Betrachtung der Einzugsgebiete und der zum Teil erheblichen Wasserspiegelschwankungen der einzelnen Regenwasserbecken, doch trocknete in der Untersuchungszeit kein Becken vollständig aus (der Forckenbeckteich wurde abgelassen und gereinigt). Auf den Wasserstand haben besonders die Größe des Einzugsgebietes und die starken Regenfälle einen Einfluß, während die geringen Niederschläge, auch wenn sie die Monatssumme erhöhen, besonders im Sommer verdunsten, ehe sie in die Kanäle gelangen; daher ist eine direkte Bezugnahme zwischen Wasserstand und Niederschlag nicht immer möglich.

Neben diesen Faktoren spielen die Verbindung zum Grundwasser, die Verdunstung von der Wasseroberfläche, die im Sommer etwa 2,5mal so hoch ist wie im Winter, und der Wasserverbrauch des Pflanzenbestandes eine Rolle.

Den Wasserstandsschwankungen des P ü c k l e r p f u h l s sind durch den Überlauf Grenzen nach oben gesetzt. Bei starken Regenfällen wird der Teich in der Regel aufgefüllt, da er ein sehr großes Einzugsgebiet hat, das zum großen Teil Villengelände ist, aber von mehreren stark befahrenen Straßen durchquert wird. Im Laufe der Beobachtungsperiode ist das Becken mehrmals übergelaufen; denn bei dem Berechnungsregen fließt eine Wassermenge ein, die eine Erhöhung des Wasserspiegels um ca. 80 cm bewirken würde. In den Perioden der Trockenheit sinkt der Wasserspiegel schnell ab, so daß Schwankungen von 50 cm häufiger vorkommen.

Das Durchlaufbecken an der F o r c k e n b e c k s t r a ß e zeigt keine allzu hohen Schwankungen des Wasserspiegels, obwohl das Einzugsgebiet sehr groß ist und eine hohe Zahl befahrener Straßen und größere Teile vollständig bebauter Flächen enthält. Daneben fließen Kühlwasser und Wasser einer Badeanstalt zu. Treten Schwankungen auf, so nur nach starken Regenfällen und für kurze Zeit, wenn das Wasser nicht schnell genug durchlaufen kann. In der Regel schwankt der Wasserstand um 10 cm. Im November 1964 wurde das Becken gereinigt und das abgelagerte Material entfernt.

Das W i e s e n b e c k e n zeigt starke Wasserstandsschwankungen, doch scheinen hier die Grundwasserverhältnisse einen großen Einfluß zu haben. Im Einzugsgebiet befanden sich zu Beginn der Untersuchungszeit hauptsächlich Gartengrundstücke, die später zum Teil durch große Neubauten verdrängt wurden. Damit nahm auch die Verkehrsdichte besonders auf den Hauptstraßen zu.

Der Wasserspiegel des D r e i p f u h l s variiert im Normalfall um etwa 10 bis 15 cm, da dieses große Gewässer durch das zufließende Regenwasser nicht so leicht beeinflußt wird; denn das Einzugsgebiet ist klein im Verhältnis zur Teichgröße. Ein Ablauf setzt aber auch hier eine obere Grenze.

Das L i n d a u e r B e c k e n ist äußerst abhängig von den Niederschlägen und kann bei deren Ausbleiben stark mit dem Wasserspiegel

absinken, so daß erhebliche Schwankungen auftreten können. Auch ist hier die Verdunstung durch Wasserpflanzen nicht unerheblich. Deutlich zeigt sich im Wasserstand das Normaljahr 1964, das feuchtere 1965 und das sehr feuchte 1966. Das Einzugsgebiet besteht aus nur einer Straßenseite der Lindauer Allee, die relativ häufig befahren wird.

Die Blanke Helle scheint Anschluß an das Grundwasser zu haben, denn sie zeigt oft einen anderen Wasserstand als den erwarteten. Die Schwankungen nach stärkeren Niederschlägen bleiben hier im allgemeinen unter 10 cm, doch bewirkten die feuchteren Jahre 1965 und 1966 eine stete Zunahme des Wasserstandes.

Aus dem Einzugsgebiet dem Alboinpark und im Sommer aus dem Badebecken fließt nicht viel Wasser zu.

Tabelle 1

Zusammenfassung der wichtigsten Daten

Name	Bezirk Straße	Art des Beckens	Größe m²	Einzugsgebiet ha	Q l/s	im Grundwasser
Pücklerpfuhl	Zehlendorf Pücklerstraße	Sickerbecken mit Überlauf	3 600	190	2 460	nein
Forckenbeckbecken	Wilmersdorf Forckenbeckstr.	Durchlaufbecken	7 800	275	5 290	nein
Dreipfuhl	Zehlendorf zwischen Leichhardt- u. Garystr.	Sickerbecken, Durchlauf vorhanden	10 000	102	2 237	nein
Die 3 Lindauer Becken	Reinickendorf Lindauer Allee	Sickerbecken	1. 360 2. 425 3. 270	1,03	56	ja max.
Wiesenbecken	Spandau Magistratsweg	Sickerbecken mit Durchlauf	13 000	67,5	1 951	ja
Blanke Helle	Tempelhof Alboinplatz	Sickerbecken	ca. 2 000	x	—	ja (?)
Friedhofsteich	Tempelhof Alboinfriedhof	Sickerbecken	ca. 1 500	xx	—	(?)

Der Friedhofsteich ist stark abhängig von Niederschlägen und trocknet in Jahren mit wenig Regen fast aus. Das zufließende Wasser stammt nur von einem Friedhof.

Methodik

Zur Untersuchung des Planktons wurden 20 Liter Wasser mit Hilfe einer Pumpe, deren Saugrohr einen Durchmesser von 4 cm hat, entnommen. Die Pumpe bewegte ich gleichmäßig langsam von unten nach oben, so daß sich die Wassermengen aus der Tiefe und der Oberfläche etwa die Waage hielten. Da das Plankton oft eine ungleiche Verteilung im Gewässer hat, konnten durch diesen Vertikalfang die Organismen aus allen Regionen des Wassers erfaßt werden. Das Wasser wurde durch ein Planktonnetz mit dem Feinheitsgrad Nr. 25 gegossen, das so erhaltene Konzentrat in ein Planktonröhrchen eingebracht und sofort mit Formol fixiert, so daß eine etwa 3%ige Lösung entstand. Aus einem Teich wurden in der Regel zwei solcher Proben an verschiedenen Stellen an einem Tag entnommen.

Mit Hilfe einer Flasche wurden Einliterproben des Oberflächenplanktons geschöpft, sofort fixiert und in schmalen Standzylindern von 1 l Inhalt mindestens zwei Tage stehengelassen. Das Wasser, das über dem am Grunde sedimentierten Plankton stand, wurde mit Hilfe einer Wasserstrahlpumpe, mit aufwärtsgebogenem Saugrohr, abgesaugt. Der Vorgang wurde in einem Zylinder von 100 cm^3 wiederholt (Methode nach Volk, 1901, und Schwoerbel, 1966).

Ein Bodengreifer nach Ekmann-Birge mit einer Grundfläche von 250 cm^2 diente zur Entnahme des Schlammes. Dieser wurde mit einem Schüttelsieb aus verschiedenen Schichten unterschiedlicher Maschenstärke gereinigt. Die auf den Sieben festgehaltenen Tiere konnten dann abgesammelt werden. Eine Probe des Bodens wurde zur mikroskopischen Untersuchung fixiert.

Das fixierte Planktonmaterial wurde mikroskopisch untersucht. Die Häufigkeit der Organismen konnte durch vier Stufen:

1 = selten (1— 3 Exemplare pro durchgesehener mikroskopischer Probe)
2 = vereinzelt (5—10 Exemplare pro durchgesehener mikroskopischer Probe)
3 = häufig (10—50 Exemplare pro durchgesehener mikroskopischer Probe)
4 = massenhaft (> 50 Exemplare pro durchgesehener mikroskopischer Probe)

wiedergegeben werden.

Die Proben des Jahres 1964 konnten nachträglich mit einem Umkehrmikroskop ausgezählt werden, da das Gerät erst nach Abschluß der Wasserentnahme zur Verfügung stand.

Die Fixierung der Proben war unerläßlich, da aus arbeitstechnischen Gründen eine Lebendbestimmung nicht durchgeführt werden konnte. Das führte zu einer mangelhaften Berücksichtigung bestimmter Planktonorganismen, die durch die Fixierung unbestimmbar wurden. In einer Reihe von Fällen war bestimmungstechnisch auch wegen der Fixierung eine genaue Artbestimmung nur mit großem Vorbehalt möglich. Bei solchen Bestimmungen wurde auf die Artangabe verzichtet. Die Artenlisten umfassen alle während der Untersuchungszeit zwischen Februar 1964 und November 1966 beobachteten Organismen, obwohl wegen der geringen Tiefe auch benthonische Formen gefunden wurden. Die Jahresentfaltung der häufigsten Arten und die Individuensumme der verschiedenen systematischen Einheiten sind für das Jahr 1964 graphisch dargestellt. Hierzu sind die Individuenwerte der Copepoden, Nauplien, Cladoceren und Rotatorien auf 1 l bezogen worden, die aller anderen Gruppen auf 1 ml. Angegeben wurden sie als 3. Wurzel der Individuenzahl dividiert durch 4: $\sqrt[3]{\frac{n}{4{,}19}}$; das entspricht dem Radius einer Kugel (aus Schwoerbel 1966 nach Lohmann 1908).

C	Copepoden	auf 1 ml bezogen
N	Nauplien	
Cl	Cladocera	
R	Rotatorien	
Ci	Ciliata	auf 1 l bezogen
Cy	Cyanophyceae	
V	Volvocales	
Ch	Chrysophyceae	
E	Euglenaceae	
Di	Dinoflagellatae	
P	Proto-(Chloro-)coccales	
K	Konjugales	
H	Heterokontae	
D	Diatomeae	
Pr	Protomonadina	

Die unterstrichenen Werte in den Säulendiagrammen bezeichnen solche aus der 20 l-Probe, die nicht unterstrichenen solche aus der 1 l-Schöpfprobe.

Folgende Bestimmungswerke wurde hauptsächlich verwendet: Pascher (1913—1930), Brauer (1909, 1914), Rylov (1935), Huber-Pestalozzi (1938—1950), Voigt (1957).

Die Beobachtungen der wichtigsten Formen aus den Jahren 1965 und 1966 sind im biologischen Teil erwähnt und den Werten von 1964 gegenübergestellt.

Fortsetzung folgt.

(Aus dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin-Dahlem)

Biologische Untersuchungen an Regenwasserauffangteichen in Berlin

II. Biologische Befunde

Von Bernd-Wulfhard Vorpahl

(Mit 26 Abbildungen)

1. Der Pücklerpfuhl

Im Zooplankton (Abb. 9 und 10) des Pücklerpfuhls herrschten lange Zeit des Jahres 1964 die Cyclopiden vor. Im Februar fanden sich geringere Mengen von Cyclopiden und Nauplien. Im April kam *Diaptomus* hinzu. Zum Mai stieg die Zahl der Cyclopiden und Copepodite an. Die Anzahl der erwachsenen Tiere nahm zum Juni zu, während die Nauplien zahlenmäßig zurückgingen. In diesem Monat traten die ersten Daphnienstadien und *Chydorus sphäricus* auf. Mitte Juli beherrschte *Daphnia pulex* das Crustaceenplankton (Abb. 10). Doch ging ihre Zahl Ende des Monats in der Probe wieder zurück, und die in dieser Zeit selteneren Cyclopiden nahmen wieder zu. Im September erreichten diese dann ein zweites kleines Maximum, aber bis zum Ende des Jahres fiel ihre Zahl allmählich ab. Anfang Oktober zeigten die bis zu diesem Zeitpunkt in geringerer Zahl anwesenden *Chydorus* eine erhebliche Zunahme (Abb. 10), aber im November waren sie nur noch in kleiner Menge zu finden und verschwanden danach ganz aus dem Plankton. Die oben geschilderten Verhältnisse galten mit Ausnahme von *Chydorus sphäricus* auch für die beiden folgenden Jahre. *Chydorus* fehlte 1965 im Plankton und konnte 1966 nur im Juli nachgewiesen werden.

Die Rotatorien waren in wechselnder Anzahl (Abb. 9 und 10) und stark variierender Artenzahl zu beobachten. Im Februar, März und April fand sich hauptsächlich *Rotaria rotatoria*, in den beiden letzten Monaten gesellte sich *R. neptunia* hinzu. Im Juni zeigten die Rotatorien eine größere Artenzahl, nämlich *Rotaria neptunia, R. rotatoria, Polyarthra platyptera, Brachionus urceolaris, B. angularis, Filinia longiseta* und *Asplanchna* spec. Im Juli ging die Artenzahl stark zurück, nur *Brachionus urceolaris* blieb als sehr häufige Form. Im September traten *Brachionus calyciflorus, Keratella quadrata, Polyarthra platyptera* und

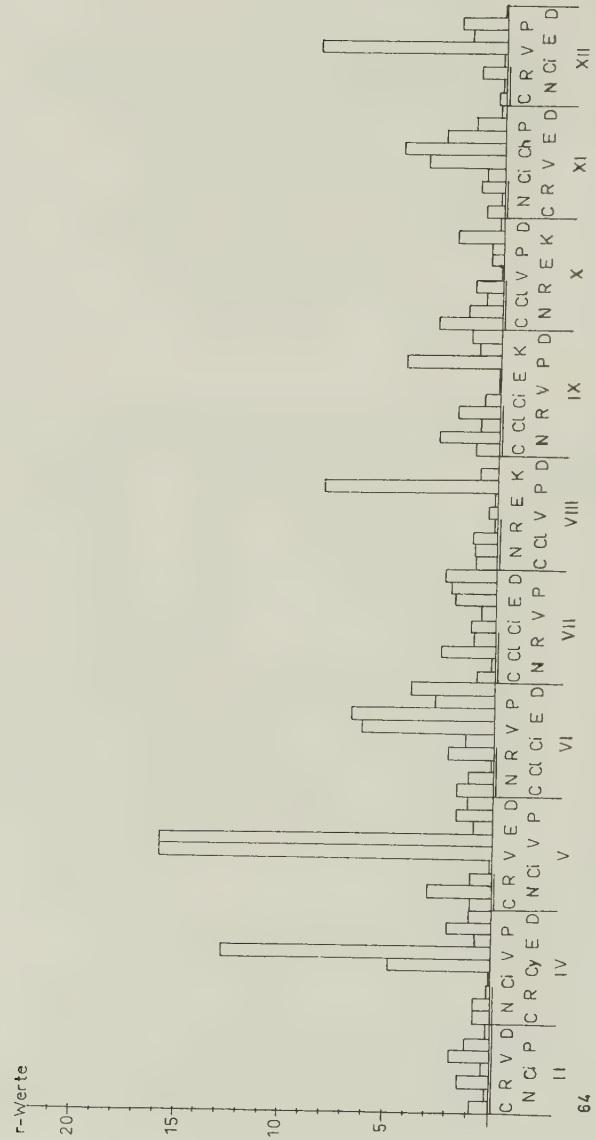


Abb. 9. Verteilung der systematischen Gruppen des Pücklerpfuhls im Jahr 1964.

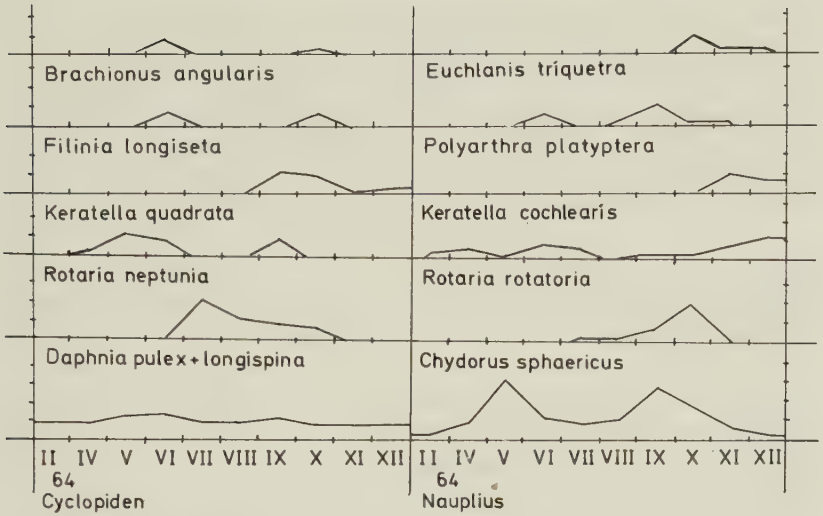


Abb. 10. Verteilung der aufgeführten Organismen des Pücklerpfuhls im Jahre 1964.

Rotaria neptunia hinzu. Im Oktober ergänzte sich das Rotatorienplankton durch *Euchlanis triqueretra, Lecane* spec., *Mytilina mucronata, Filinia* und *Brachionus angularis.* Im November trat *Keratella cochlearis* hervor, begleitet von wenigen *Euchlanis triqueretra, Keratella quadrata, Polyarthra platyptera* und *Rotaria rotatoria.* In den folgenden Jahren zeigten die wichtigsten Arten folgenden Jahresgang: *Rotaria neptunia* sah man 1965 als Einzelfund im November und 1966 im Juni, im August 1966 dagegen massenhaft. *Polyarthra* zeigte sich nach Einzelfunden im Juli 1965 und im August 1966 massenhaft. *Brachionus urceolaris* hatte 1965 das Maximum im Juli, fehlte aber 1966. *Rotaria rotatoria* bildete in den folgenden Jahren die Winter- und Frühjahrsform.

Ciliaten kamen häufig als Bewuchs auf Crustaceen vor und *Vorticella* spec. in den Planktonproben (Abb. 9).

Das Phytoplankton* (Abb. 9) wies nur wenige Arten auf, die zu größerer Individuendichte gelangten. In den 1-l-Proben waren es Chlamydomonaden, die im Frühjahr, von März bis etwa Juni, besonders das Oberflächenplankton bestimmten. Sie wurden im Sommer seltener, um dann Ende September beginnend bis zum Dezember stark zuzunehmen (Abb. 11). Daneben zeigte sich im Oktober und November *Mallomonas.*

*) Für die Überprüfung der Bestimmungen des Phytoplanktons bin ich Herrn Dr. Joh. Gerloff, Kustos am Botanischen Museum, Berlin-Dahlem, zu großem Dank verpflichtet.

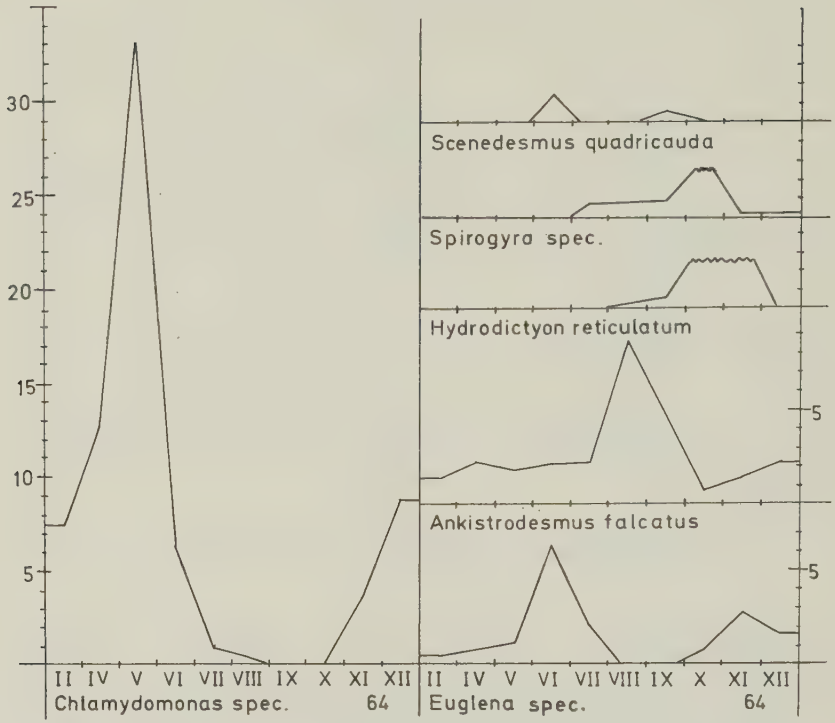


Abb. 11. Verteilung der aufgeführten Organismen des Pücklerpfuhls im Jahre 1964.

Die Chlamydomonaden traten auch in den folgenden Jahren, besonders im November und Dezember und im April und Mai auf; *Mallomonas* dagegen nur im November 1966. Regelmäßig war *Ankistrodesmus falcatus* in verschiedenen Varianten und unterschiedlicher Häufigkeit zu beobachten (Abb. 11). Im April war es die Form *mirabile,* im Sommer die Variante *acicularis,* die im August das Schöpfplankton in großer Dichte beinahe ausnahmslos beherrschte. Nach allmählicher Abnahme zum Oktober trat im November die Frühjahrsform wieder auf und wurde zum Dezember hin noch häufiger. In den folgenden Jahren waren dieselben Maxima zu beobachten. Euglenaceae erreichten im Juli 1964 größere Zahlen, nahmen zum Juli ab, um im November wieder häufiger zu sein (Abb. 11). Angehörige der Gattung *Euglena,* nämlich *E. viridis* (?) und *E. acus,* erreichten nie Massenvorkommen.

Unter diese Formen mischten sich gelegentlich andere, besonders im April 1964 *Chroococcus dispersus* und gelegentlich *Scenedesmus quadricauda* (Abb. 11), *Sc. acuminatus, Sc. obliquus, Lagerheimia genevensis,*

Trachelomonas spec. und *Eudorina elegans*. *Volvox aureus* sah man im August 1964 vereinzelt und 1966 häufig im Juli und August. Alle anderen im Phytoplankton auftretenden Formen zeigten sich nur vereinzelt. Hervorzuheben waren in den Monaten August bis November die dichten Watten von *Hydrodictyon reticulatum* und *Spirogyra* spec. auf dem Boden am Rande des Gewässers (Abb. 11). Hierbei schob sich *Hydrodictyon* im Juli 1964 stärker in den Vordergrund als 1965 und 1966.

Diatomeen waren im Plankton stets vorhanden (Abb. 9), ihre Zahl stieg bis zum Juni 1964 und nahm dann zum November ab. Nur *Asterionella formosa* war im Juli 1966 massenhaft. *Navicula cryptocephala* und *N. bacillum* zeigten sich besonders im Mai, Juni und Juli der drei Jahre.

Zusammenfassend läßt sich für die drei Untersuchungsjahre folgendes aussagen. Das Frühjahr wies stets eine Chlamydomonaden-Massenentfaltung auf, zu der sich gelegentlich noch *Chroococcus dispersus* gesellte. 1964 konnte man die Entfaltung als Vegetationsfärbung charakterisieren. Daneben waren nur wenige Phytoplankter als Einzelfunde, Diatomeen und *Ankistrodesmus* häufig zu nennen. Zum Juni lief diese Entwicklung aus, gelegentlich mit höheren Diatomeenwerten. Im August war als einziger häufiger Phytoplankter *Ankistrodesmus* zu verzeichnen; nur 1966 mischten sich *Volvox* und *Asterionella formosa* in größerer Zahl darunter. Im Sommer kennzeichnete den Teich eine starke *Hydrodictyon-Spirogyra*-Watteschicht. Zum Herbst traten *Ankistrodesmus* und *Mallomonas* — letztere besonders 1966 — hervor. Im Winter ließen sich dann wieder die Chamydomonaden, neben *Ankistrodesmus*, feststellen.

Das Zooplankton wies typische Zusammensetzungen auf; im Frühjahr und Herbst mit Cyclopiden und Copepoditen, im Sommer daneben mit häufigen *Daphnia pulex* und *D. langispina*. Die Rotatorien waren gelegentlich in großer Artenzahl vorhanden, verschwanden aber oft bis auf wenige aus dem Plankton. Im Winter herrschten stets bdelloide Formen vor.

Der starke Fang von Crustaceen durch Aquarienliebhaber hatte hier sicher durch die Entfernung des Überschusses eine große Bedeutung. Das einfließende Regenwasser erzeugte starke Trübung und auch Bakterienentfaltung, die als Nahrung der Zooplankter dienten, so daß im Sommer gemilderte Anklänge eines Klarwasserstadiums (Uhlmann, 1960) vorlagen, das heißt, daß heterotrohpe Aspekte vorherrschten und die Filtrierer auch das Phytoplankton kurzhielten; denn obwohl im Sommer wenig Nährstoffe nachweisbar waren, mußten genügend für die Ausbildung der Algenwatten vorhanden gewesen sein. Außerdem wirkte der Wasserdurchsatz bei Regen auf die Organismen ein. Hervorzuheben ist die große Einseitigkeit des Planktons.

Die wichtigsten Planktonorganismen wiesen in den drei Jahren keine deutlichen Unterschiede auf, so daß die etwas höheren Niederschläge 1965 und besonders 1966 keine großen Veränderungen bewirkten.

Der Sauerstoffgehalt entsprach den Erwartungen. Stichproben erbrachten für das Frühjahr 14,0 mg/l (107 % der Sättigungskonzentration), im Juli dagegen nur 0,98 mg/l (11 % der Sättigungskonzentration). Die starken sauerstoffzehrenden Prozesse, die in der warmen Jahreszeit besonders im Schlamm heftig ablaufen, ließen sich auch aus dem hohen Gehalt an freiem CO_2 erkennen. Der $KMnO_4$-Verbrauch von 84 mg/l und die Zehrung nach 48 Stunden von 8,7 mg/l zeigten hohe Belastung an organischem Material an. Der Nährstoffgehalt schien im Juli allerdings nicht sehr hoch zu sein, denn PO_4^{3-} war mit 0,042 mg/l, NO_3^- nur mit 0,68 mg/l und NO_2^- nicht nachweisbar vorhanden. Daneben war der NH_4^+-Gehalt sehr gering mit 1,6 mg/l, obwohl alles auf ein niedriges Redoxpotential hindeutete. Es ist zu vermuten, daß das Angebot besonders an N-haltigen organischen Stoffen geringer war als in abwasserbelasteten saprotrophen Teichen. Da zum Herbst und besonders zum Frühjahr Vegetationsfärbungen auftaten, ist anzunehmen, daß sich Nährstoffe durch den Zerfall der Algenwatten oder aus dem Schlamm ansammeln konnten. Das Säurebindungsvermögen war das niedrigste aller untersuchten Gewässer mit 1,24 mval/l und auch der Gesamtsalzgehalt wurde nur mit 85 mg/l festgestellt. Beides zeigt, daß das Straßenregenwasser wenig Salze mitbrachte und vorhandene ausgeschwemmt wurden, außerdem der Endmoränensand wenig Stoffe abgab. Der pH-Wert schwankte demnach zwischen 6,6 und 7,5.

Das Becken hatte keinerlei Bewuchs an höheren Wasserpflanzen am Ufer. Gründe hierfür lagen sicher in den starken Wasserspiegelschwankungen dieses schlüsselförmigen Teiches; denn das Betreten des Ufers war auf der Nordseite nicht gestattet, und auch dort wuchsen keine Wasserpflanzen, sondern nur Büsche. Das Gewässer hatte nur Nadeln von umstehenden Kiefern und wenig Laub der Büsche zu verarbeiten. Außerdem waren ganz selten Enten zu sehen, so daß eine Verunreinigung durch Fütterung wegfiel. Im Verhältnis zur Größe mußten wenig Pflanzenreste aus der Umgebung abgebaut werden.

Es scheint, daß die zufließenden Straßenregenwässer O_2-zehrenden Schmutz mitführten; denn bei heftigem Regen war das Wasser stark getrübt (die Sichttiefe ging von mehr als 60 cm auf 25 cm zurück). Eine Sauerstoffstichprobe nach einem starken Regen wies einen etwas höheren Sauerstoffgehalt auf, und es scheint möglich, daß das zutretende Wasser den Sauerstoffgehalt erst einmal aufbesserte, dann aber sehr schnell die Zehrung die Oberhand gewann, da viele Schmutzpartikel ins freie Wasser gewirbelt wurden. So werden nur Organismen überstehen, die einige Zeit mit sehr wenig Sauerstoff auskommen kön-

nen. Auch Uhlmann (1960) beobachtete, daß zufließendes Straßenregenwasser die Trübung und den Bakteriengehalt erhöht, letztere besonders den Daphnien als Nahrung dienen und diese ihrerseits dem Teich durch ihre Filtrierleistung ein Minimum an Sauerstoff erhalten, unterstützt von den wenigen Phytoplanktern. Uhlmann (1960) hat gezeigt, daß Daphnien in der Lage sind, selbst in saprotrophen Gewässern durch ihre Turbulenzerzeugung einen völligen Sauerstoffschwund zu verhindern und einen, wenn auch geringen, Sauerstoffgehalt zu erhalten.

Die Nährstoffwerte lagen recht niedrig; denn gerade im Sommer, als das Phytoplankton sehr gering war und das Gewässer mehr heterotrophen Charakter zeigte, könnten die Werte höher liegen. Es ist möglich, daß *Hydrodictyon reticulatum* Nährstoffe aus dem Wasser entfernte; denn Bick (1961) wies nach, daß diese Grünalge bei entsprechenden Licht- und Temperaturverhältnissen geeignet zu sein scheint, in der Nachklärung von Kläranlagenausläufen eine Bindung von Nitrat und wohl auch Phosphat zu bewirken. Außerdem wird die Abschwemmung der Nährstoffe und der wahrscheinlich geringe Nährstoffgehalt des zufließenden Regenwassers von Bedeutung sein. Es ist zu vermuten, daß die Einseitigkeit der Organismenwelt auf den starken Wasserwechsel, den oft wechselnden Sauerstoffgehalt und nicht zuletzt auf geringem Nährstoffangebot beruht, wenn man zum Vergleich saprotrophe Gewässer gleicher Größe betrachtet.

2. Der Forckenbeckteich

Das Plankton des Forckenbeckteiches war äußerst einseitig und durch Massenentwicklung einzelner Arten gekennzeichnet. Das Zooplankton wies im März und April 1964 sehr wenig Cyclopiden und Nauplien auf (Abb. 13). Im Mai waren die Cyclopiden äußerst selten, die Nauplien etwas häufiger, aber in geringerer Zahl als im April. Beide traten Anfang Juni wieder häufiger auf. Daneben ergänzte erstmals *Daphnia pulex* in geringerer Zahl das Crustaceenplankton (Abb. 13). Bis Mitte Juli blieb die Zahl der Daphnien erhalten, während die Cyclopiden anstiegen. Das Jahresmaximum erreichte *Daphnia pulex* im August, während die Cyclopiden und Nauplien etwas zurückgingen. Anfang Oktober zeigte sich die Daphnienentwicklung rückläufig, während die Nauplien zunahmen. Anfang November fehlten die Daphnien und die Nauplien; die Cyclopiden nahmen dagegen zu. Der Teich wurde im Dezember gereinigt, so daß nur aus Pfützen Wasserentnahme möglich war und somit keine verbindlichen Werte gewonnen werden konnten. 1965 deckte sich die Entwicklung der Cyclopidenarten mit 1964, während das Maximum der Nauplienentwicklung im Oktober lag. 1966 hatten die Cyclopiden und die Nauplien bereits im Mai größere Mengen erreicht und nahmen

dann langsam zum November hin ab. Die Daphnien erreichten 1965 ihren Höhepunkt im Juli, blieben aber noch bis Anfang Oktober mit deutlicher Menge erhalten. 1966 traten sie im Mai erstmalig auf und strebten im August einem Maximum zu, das bis Oktober erhalten blieb und zum November schnell absank.

Die Ciliaten waren im Plankton des Forckenbeckteiches oft in großer Zahl nachzuweisen (Abb. 12), allerdings wegen der Fixierung kaum be-

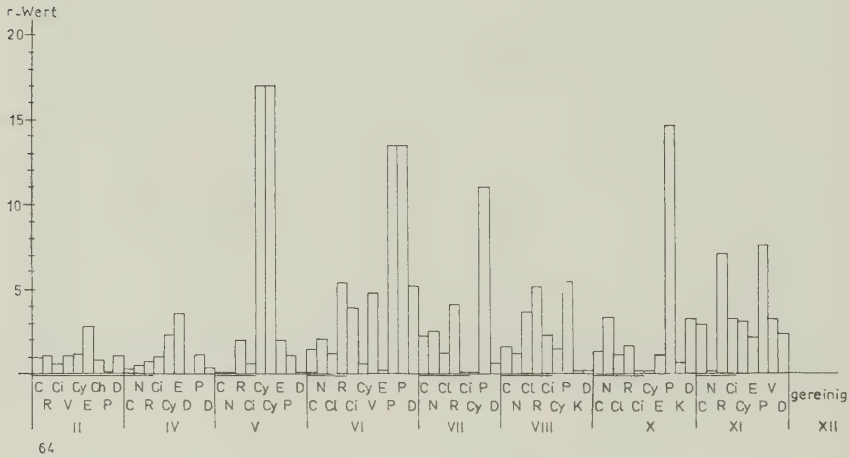


Abb. 12. Verteilung der systematischen Gruppen des Forckenbeckteiches im Jahre 1964.

stimmbar, so daß nur einige Gattungen ermittelt werden konnten. Folgende ließen sich feststellen: *Carchesium, Vorticella, Stentor, Epistylis* und *Paramecium*. Oft konnte auf den Crustaceen ein dichter Ciliatenbesatz beobachtet werden. Die im Plankton nachgewiesenen Ciliaten waren meist keine echten Planktonten, so daß die beobachteten Zahlen wohl stark dem Zufall unterlagen und von zufällig in die Probe gelangtem Detritus abhingen. Von Februar bis Mai 1964 traten sie in größerer Zahl auf, um im Juni in sehr großer Menge, besonders durch *Carchesium* hervorzutreten. Sehr gering war ihre Zahl im Juli, während im August viel *Carchesium* vorhanden war. Der Ciliatenwert sank zum Oktober wieder ab, um im November erneut hoch zu sein. Es schien dieser Teich das ganze Jahre über stark von Ciliaten besetzt zu sein, mit einem gewissen Maximum im Sommer, das auch in den beiden folgen Jahren deutlich wurde.

Die Rotatorien erreichten gelegentlich höhere Werte (Abb. 12, 13). Im März und April 1964 war *Rotaria neptunia* in geringer Menge zu finden.

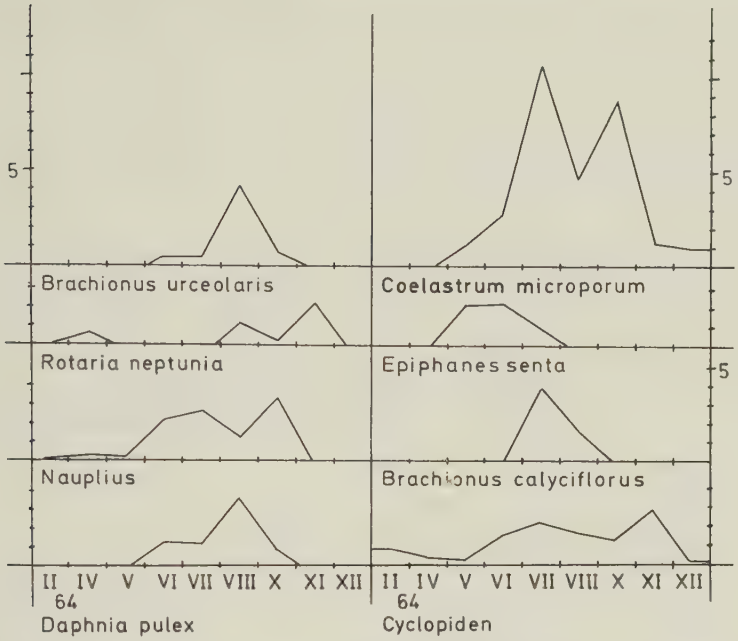


Abb. 13. Verteilung der aufgeführten Organismen des Forckenbeckteiches im Jahre 1964.

Mit ihm lebten einige wenige Exemplare *Keratella quadrata* und *Rotaria rotatoria.* Sie wurden im Mai von *Epiphanes senta* abgelöst, die allein das Rotatorienplankton ausmachte und in größerer Zahl vorkam. Anfang Juni erhöhte sich ihr Vorkommen noch etwas. Daneben zeigten sich aber *Brachionus rubens* und *B. urceolaris.* Im Juli übernahm *B. calyciflorus* die Hauptrolle, während die vorher genannten Formen nur noch als Einzelfunde nachzuweisen waren. *Brachionus urceolaris* beherrschte im August neben einigen *B. calyciflorus* und Einzelfunden von *Filinia longiseta, Keratella quadrata, Rotaria neptunia* und *Brachionus angularis* das Plankton. *Keratella quadrata* trat etwas häufiger neben *Brachionus urceolaris* und einem unbestimmbaren Rotator im September und Oktober auf. Im November zeigte sich wieder *Rotaria neptunia* in größerer Zahl und sehr häufig der nicht bestimmbare Rotator. 1965 fehlte das Vorkommen von *Rotaria neptunia,* die erst 1966 im Herbst wieder auftrat. Ebenso war das Auftreten von *Brachionus calyciflorus,* im Juni 1965 beginnend, nur im August häufig zu nennen. Auch kam *B. urceolaris* erst im Oktober 1965 häufig vor. Alle anderen Rotatorien stellten 1965 Einzelfunde dar. 1966 kam *B. urceolaris* im Mai

etwas stärker zur Beobachtung wie auch *Rotaria rotatoria*. Im ganzen zeigte sich die Rotatorienentfaltung der Jahre 1965 und 1966 geringer als die des Jahres 1964.

Das Phytoplankton (Abb. 12) wies im April 1964 stets enorme Bakterienmengen auf. Daneben bildeten aber kleine Blaualgen und Euglenen die Hauptmasse. Im Mai wurde das Phytoplankton von *Chroococcus minutus* beherrscht, der zum Juni hin abnahm und dann nur vereinzelt und nicht mehr in dieser Masse nachzuweisen war. Im November ließ sich dann eine synechococcusähnliche Cyanophycee sehr häufig feststellen. In kleiner Zahl beobachtete ich im Laufe des Jahres *Dactylococcopsis acicularis* und in ganz seltenen Fällen *Lyngbya* spec. und *Spirulina* spec. *Dactylococcopsis* war besonders 1965 im Winter und 1966 im Frühjahr bis April häufig, trat aber vereinzelt weiter auf. 1965 stachen die Blaualgen nicht so deutlich hervor und erreichten erst im Dezember größere Mengen. Im Plankton des Jahres 1966 spielten sie keine Rolle.

Die Chlamydomonaden waren in diesem Gewässer nicht von so großer Bedeutung. 1964 fielen sie im Juni auf. Im Juli 1964 wie auch 1965 ließen sich Cysten in großer Zahl nachweisen, deren Herkunft unklar bleibt; denn noch im August waren sie — wenn auch in kleinerer Menge — vorhanden. Im November nahm die Zahl der Chlamydomonaden erheblich zu. Auch in den folgenden Jahren waren sie im Frühjahr, Herbst und Winteranfang sehr häufig. 1965 und 1966 zeigten sie sich bereits im Spätsommer und waren im ganzen gesehen im Jahr 1966 planktonbestimmender.

Volvox aureus kam nur vom Juli bis Oktober 1966 häufig zur Beobachtung.

Euglenen bildeten 1964 zeitweilig Massenvorkommen (Abb. 12). So bestimmten sie neben den Ciliaten das März-April-Plankton, gingen dann zum Mai zurück, traten aber zum Oktober bis in den November wieder häufiger auf. Selbst die nach der Reinigung verbliebenen Pfützen enthielten sie in größerer Zahl. 1965 waren sie im Frühjahr selten, im Oktober recht häufig, 1966 im Juli, September und Oktober häufig, sonst nur vereinzelt. *Trachelomonas*, besonders *T. volvocina*, erreichte 1965 im Juni geringes und im August starkes Vorkommen, ließ sich aber bis zum Dezember nachweisen und war im Jahr 1966 häufiger und regelmäßiger zu beobachten.

Die Protococcalen stellten 1964 gelegentlich einen beträchtlichen Planktonanteil, der sich besonders aus den Arten *Coelastrum microporum, Golenkinia radiata, Micractinium pusillum* und *Scenedesmus*-Arten zusammensetzte (Abb. 13, 14). Im Juni waren erstmals *Scenedesmus obliquus* und *S. quadricauda* und *Golenkinia radiata* plankton-

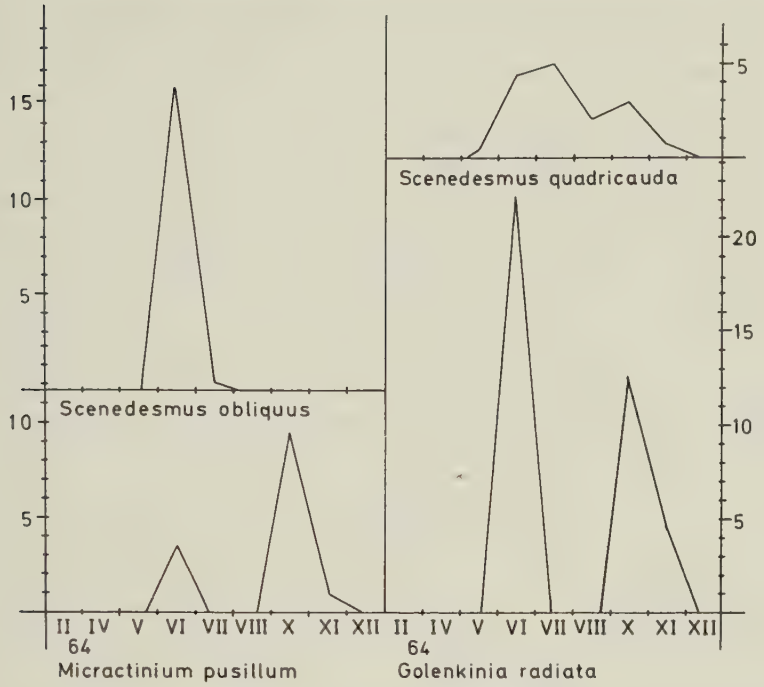


Abb. 14. Verteilung der aufgeführten Organismen des Forckenbeckteiches im Jahre 1964.

bestimmend. *Coelastrum* gewann im Juli die Oberhand neben *Scenedesmus quadricauda*. Dieselben Verhältnisse wies der August auf, nur mit einem Rückgang beider Arten. Anfang Oktober hoben sich neben den gerade genannten Arten *Golenkinia* und *Micractinium* heraus und bildeten die Hauptmasse. *Coelastrum, Scenedesmus* und *Micractinium* waren im November stark in der Zahl zurückgegangen, während *Golenkinia* nicht in dem Maße abnahm. Als einzige Protococcale ließen sich nur noch wenige Exemplare *Coelastrum* im Dezember beobachten. 1965 trat *Coelastrum* etwa im Juni beginnend bis zum September hin auf. 1966 fehlte sie dagegen vollständig in den Planktonproben; ebenso wie *Golenkinia* und *Micractinium*, die 1965 und 1966 nicht beobachtet werden konnten. Nur *Scenedesmus quadricauda* zeigte sich in den folgenden Jahren. Sie war im August 1965 sehr häufig, 1966 dagegen etwas seltener. Das Plankton von 1965 zeigte noch Ähnlichkeiten mit dem von 1964, aber im Herbst 1965 beginnend traten in den Schöpfproben völlig neue Formen in den Vordergrund, besonders Euglenaceae und Chlamydomonaden, im Juli 1965 *Oocystis* und im Mai 1966 *Chodatella*.

Die Diatomeen waren im Plankton nicht oft häufig, und es konnte keine Massenentfaltung festgestellt werden. In der Schlammuntersuchung vom Juli 1954 konnten *Nitzschia linearis, N. palea, Hantzschia amphioxys, Gomphonema lanceolata, Stephanodiscus astrea* und *Navicula cuspidata* festgestellt werden.

Die Beobachtungen des Forckenbeckteiches ließen meist ein einseitiges, zum Teil aber individuenreiches Plankton erkennen. So bestimmten in den drei Untersuchungsjahren verschiedene Formen das Plankton. Neben Cyclopiden und Daphnien waren es 1964 gelegentlich Euglenen, *Chroococcus, Scenedesmus, Coelastrum, Golenkinia* und *Micractinium*. 1965 fehlten die beiden letzteren Formen, und *Coelastrum* war selten. Im Herbst desselben Jahres zeigten sich besonders Euglenen und sehr häufig eine Polyblepharidacee (ex. aff. *Phyllariochloris*). 1966 stachen *Trachelomonas*, Euglenen, *Chlamydomonas*, chroococcale Blaualgen und *Chodatella* hervor.

Im Sommer schien hier besonders das filtrierende Zooplankton vorzuherrschen, ohne aber die Phytoplankter am Erreichen größerer Zahlen hindern zu können. Daneben traten gelegentlich größere Bakterienmengen im Wasser auf, das auch stärker getrübt war als in den anderen Teichen — ein Umstand, der für dieses Durchflußbecken charakteristisch war, da das Wasser am Anfang recht stark floß und Turbulenz zeigte. Typisch waren für das Gewässer auch die in Stichproben gefundenen Sauerstoffwerte, die im Frühjahr mit 17,2 mg/l recht hoch lagen, da die sauerstoffzehrenden Prozesse wegen der niedrigen Temperatur langsamer abliefen, aber im Sommer mit 1,34 mg/l Sauerstoffgehalt sehr niedrig waren. Da der Teich flach ist, war sicherlich im ganzen Wasserkörper Sauerstoffmangel zu verzeichnen, denn eine Schichtung konnte sich hier wohl kaum ausbilden. Der NO_3^--Gehalt von 1,27 mg/l stammte wohl aus dem einfließenden Wasser und wurde eventuell zur Zeit der geringen Sauerstoffspannung als Sauerstoffspender benutzt. Der NH_4^+-Gehalt mit 0,9 mg/l im Juli war sehr gering; es kann aber ein starker Abtransport stattfinden, denn das freie CO_2 mit 16 mg/l wies auf starke heterotrophe Vorgänge hin. Auch der nicht nachweisbare NO_2^--Gehalt unterstreicht das.

Der Teich bekam Wasser von stark befahrenen Straßen, aber auch beträchtliche Mengen von Kühlwasser und oft Wasser einer Badeanstalt. Die letzten beiden erklären den verhältnismäßig hohen SBV mit 2,15 mval/l und auch den NO_3^--Gehalt. Die Straßenregenwässer brachten dafür aber größere Mengen organischer sauerstoffzehrender Substanzen mit, was im Kaliumpermanganatverbrauch von 35,7 mg/l und einer Zehrung nach 48 Stunden von 10,6 mg/l zum Ausdruck kam. Es fehlten aber dem Teich während der Stichproben die PO_4^{3-}-Werte, so

daß kein Überschuß vorhanden war und daher nur das im Kreislauf befindliche zur Geltung kommen mußte. Die geschilderten Verhältnisse wiesen auf stark heterotrophen Charakter im Sommer hin, und so ist es wahrscheinlich, daß das filtrierende Zooplankton und das geringe Nährstoffangebot eine starke Vegetationsfärbung verhinderten, außerdem der starke Wasserdurchfluß wirksam war. Beobachtungen von Brooks und Woodward (nach Uhlmann, 1967) zeigen, daß der Zufluß von großen Regenmengen vorhandene Vegetationsfärbung zum Verschwinden bringt. Das Wasser spült die sauerstoffproduzierenden Algen fort, dafür sauerstoffzehrende Schlammteilchen hinein. Das einfließende Straßenschmutzwasser führte zu starkem O_2-Mangel und besonders bei heftigen Regen (starke Verteilung von Schmutz im Wasser) zu einem Sauerstoffschwund, den nur wenige Organismen aushielten, und so das einseitige Plankton seine Erklärung findet. Deutlich ließ sich eine abschwemmende Wirkung durch das durchfließende Regenwasser bei einem Starkregen 1966 beobachten, der dem Teich eine kurzfristige Erhöhung des Wasserspiegels von 1,2 m brachte. Am nächsten Tage war im Phytoplankton außer einigen Chlamydomonaden nichts zu finden, dafür aber größere Mengen von *Difflugia, Arcella* und *Bakterien*. Einige Monate mit geringen Niederschlägen wiesen meist eine stärkere Entfaltung des Phytoplanktons auf. So war hier der fast heterotrophe Charakter eine notwendige Folge der sauerstoffzehrenden Schmutzstoffe, des sauerstoffverbrauchenden Zooplanktons und des Wasserdurchflusses. Für einen Ausgleich konnten die Phytoplankter nicht sorgen, und so blieb der Vorrat an freiem CO_2 ungenützt. Daneben war die Nährstoffarmut des Straßenregenwassers im Vergleich zu häuslichem Abwasser recht groß.

Ein Umschlagen des gesamten Wassers in Fäulnis wurde hier nicht beobachtet, und es können dafür die geringe Tiefe, der Wasserdurchsatz mit zum Teil gutem Wasser, das Phytoplankton und die turbulenzerzeugenden Zooplankter verantwortlich gemacht werden. Außerdem wurde dieser Teich häufiger gereinigt, so daß große Schlammassen nicht vorzufinden waren. Dennoch wurde der beträchtliche Schmutzanteil des Straßenregenwassers deutlich.

3. Das Wiesenbecken

Das Wiesenbecken wies eine sehr geringe Crustaceenentfaltung im Plankton auf (Abb. 15). 1964 war ihre Menge geringer als in den beiden folgenden Jahren. Cyclopiden und Nauplien traten als Einzelfunde auf und waren nur im Juli 1964, 1965 im Juli und August und 1966 von Juli bis Ende August häufiger. In geringer Zahl stellten sich alle drei Jahre *Chydorus sphäricus* und *Pleuroxus* ein. *Bosmina longirostris* trat

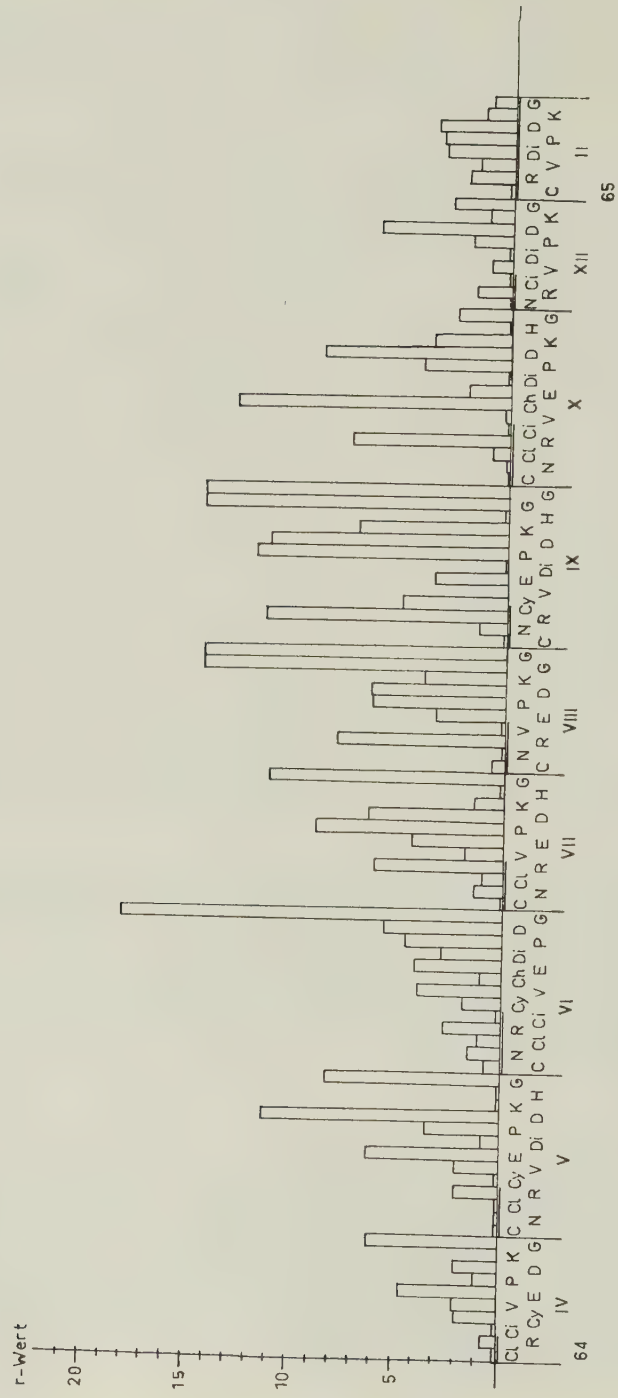


Abb. 15. Verteilung der systematischen Gruppen des Wiesenbeckens im Jahre 1964/65.

1964 erst im Oktober in nur geringer Zahl auf, 1965 dagegen entfaltete sie sich im August beginnend, mit einem starken Maximum im September und Oktober. 1966 war sie bereits im Juni massenhaft und hielt sich so bis in den Oktober hinein. Daphnien wurden nur ganz selten nachgewiesen.

Im Gegensatz zu dem verhältnismäßig armen Crustaceenplankton stand eine enorme Entfaltung der Rotatorien, sowohl arten- (Abb. 16, 17)

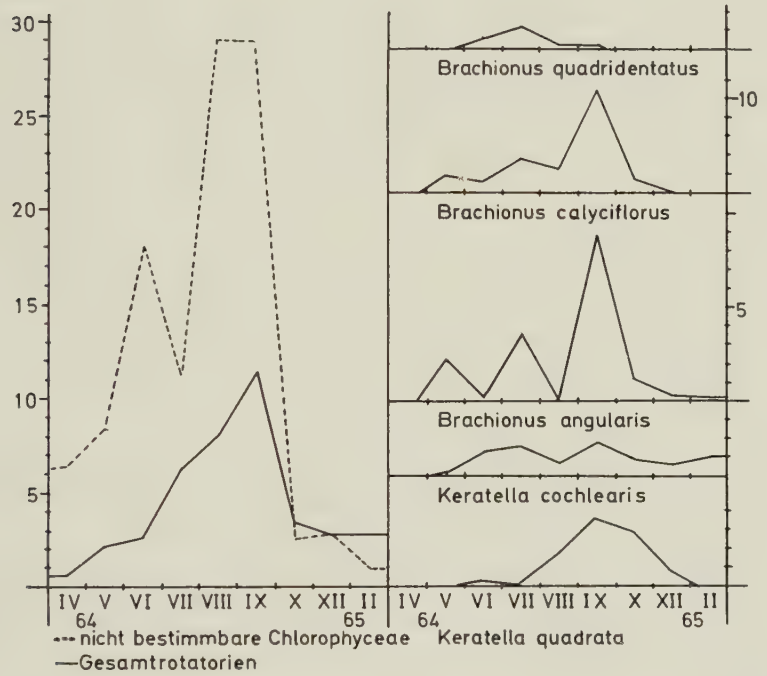


Abb. 16. Verteilung der aufgeführten Organismen des Wiesenbeckens im Jahre 1964/65.

als auch individuenmäßig (Abb. 15). Im April 1964 war ihr Anteil mit *Rotaria rotatoria* noch gering, aber im Mai hatten sich bereits in großer Zahl *Brachionus angularis, B. calyciflorus, Filinia longiseta, Asplanchna* spec. und *Keratella cochlearis* eingefunden. *Euchlanis* spec., *Brachionus quadricornis, B. quadridentatus, Lecane* spec., *Keratella quadrata* kamen im Juni hinzu, während *Brachionus angularis* stark zurückging. Im Juli stellten *Polyarthra platyptera, Filinia longiseta, Brachionus calyciflorus* wie auch *Asplanchna priodonta* die Hauptmasse. Erstmals

zeigte sich *Pedalia mira*. Ende Juli hatte sie neben *Epiphanes clavulata* (?), *Polyarthra platyptera* und *Asplanchna priodonta* die Oberherrschaft im Rotatorienplankton. Im September drangen *Brachionus calyciflorus, B. angularis* und *Keratella quadrata* in die Spitzengruppe vor, während *Asplanchna* und *Epiphanes* stark zurückgingen. *Pedalia mira* nahm im Oktober stark ab, mit ihr sanken aber auch die Werte für die anderen Rotatorien, allerdings nicht in dem Maße. *Keratella quadrata* hielt sich gut, wurde aber zum Dezember seltener. Dagegen konnte das Vorkommen von *Brachionus calyciflorus, B. angularis, Filinia, Polyarthra* und *Keratella cochlearis* nur selten genannt werden. Im Februar 1965 waren *Rotaria rotatoria* und *Keratella cochlearis* häufig, während *Brachionus calyciflorus, B. angularis* und *Polyarthra* selten blieben.

Das Rotatorienvorkommen der folgenden Jahre entsprach etwa dem von 1964. Auffallend war aber das Fehlen vieler Rotatorien von Juli bis Oktober 1966, denn erst im November kamen sie in größerer Zahl wieder vor. So fehlte von Juni bis Oktober der Nachweis für *Brachionus calyciflorus, B. angularis, Filinia* und *Keratella cochlearis*. Nur *Polyarthra* ließ sich im Juli massenhaft neben den häufigen *Asplanchna* und *Epiphanes clavulata* nachweisen. Erst im November waren *Brachionus calyciflorus* massenhaft, *Filinia* und *Asplanchna* sehr häufig. Ein Grund, warum in den Proben von August bis Oktober nur einzelne *Polyarthra* und *Keratella quadrata* zu finden waren und auch 1965 zu dieser Zeit ein Rückgang der Rotatorien — allerdings nicht in dem Maße — beobachtet wurde, könnte auf Konkurrenz zwischen diesen und *Bosmina* beruhen, da mit der Abnahme der Rotatorien die Bosminen massenhaft auftraten. 1965 zeigten sie sich Anfang August sehr häufig und im September und Oktober, 1966 bereits Anfang Juni, massenhaft.

Die Cyanophyceen (Abb. 15) waren in diesem Teich keine planktonbestimmende Gruppe. *Lyngbya* spec. trat von April bis Juni sehr häufig auf, danach nur noch gelegentlich. *Microcystis aeruginosa* und *Merismopedia* spec. zeigten sich nur vereinzelt; letztere im August 1964 etwas häufiger.

Alle drei Jahre war *Eudorina elegans* (Abb. 17) im Phytoplankton des März und April in deutlicher Zahl zu finden, 1964 auch in den Sommermonaten; allerdings in geringer Zahl bzw. als Einzelfund. Zum Ende des Jahres und am Anfang des folgenden trat sie dann wieder häufig auf. *Sphaerellopsis* spec. wies Ende Mai 1964 ein einmaliges starkes Vorkommen auf. Chlamydomonaden ergänzten in verhältnismäßig kleiner Zahl die Planktonproben von April bis Juni und gelegentlich im Herbst und Winter, besonders im Dezember 1965 und November 1966. *Gonium pectorale* zeigte sich nur im Mai 1964 und fehlte dann vollständig.

Die Vertreter der Protococcalen konnten zeitweilig das Plankton mitbestimmen (Abb. 15), besonders zu nennen war *Tetraedron minimum*,

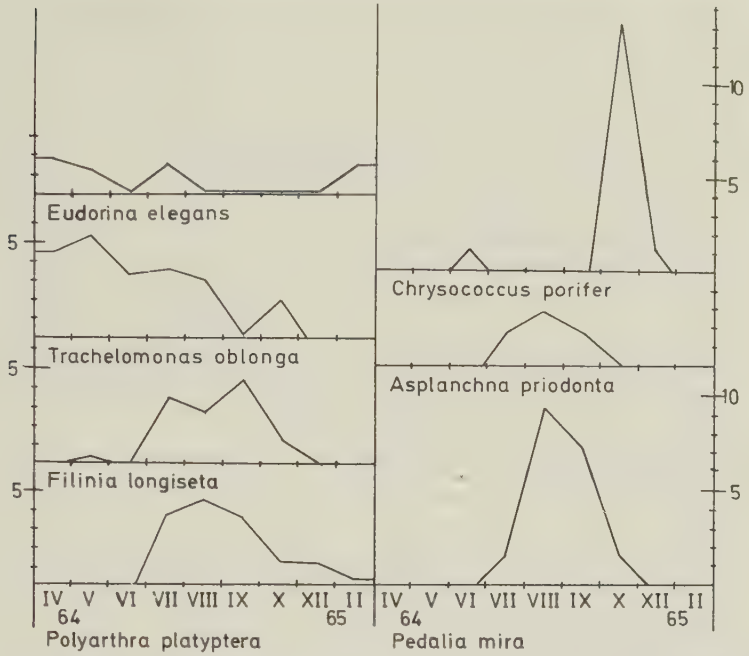


Abb. 17. Verteilung der aufgeführten Organismen des Wiesenbeckens im Jahre 1964/65.

die im April 1964 auftrat, aber dann zum Julibeginn eine enorme Steigerung durchmachte, bis sie Ende September zurückging und nicht mehr beobachtet wurde (Abb. 18). *Scenedesmus quadricauda* fand sich 1964 mit einem Maximum im Juni und September (Abb. 18) und war in den Jahren 1965 und 1966 das ganze Jahr — neben den Maxima im August und Oktober — nachzuweisen. *Scenedesmus acuminatus* trat zahlenmäßig zurück (Abb. 18). *Coelastrum microporum* wies im Mai 1964 (Abb. 18) ein geringes und 1966 ein deutlicheres Vorkommen von Anfang Oktober auf. *Ankistrodesmus falcatus* ließ sich regelmäßig in den Planktonproben beobachten (Abb. 18). Zu beträchtlichen Mengen konnte es auch *Kirchneriella lunaris* bringen, besonders von Juli bis Oktober 1964 und im Juli 1965 (Abb. 18). *Pediastrum Boryanum* trat etwas häufiger neben *P. duplex* auf. 1964 war das Vorkommen von Juli an regelmäßig, aber gering (Abb. 18). 1965 und 1966 zeigten sich beide individuenreich; *Pediastrum Boryanum* vom Juni 1965 und *P. duplex* vom August an mit einem Maximum Anfang August, 1966 von April an mit einem Maximum von August bis Anfang Oktober.

Eigenartig war das massenhafte Auftreten von *Chrysococcus porifer* im Oktober 1964 und in wenigen Exemplaren im Dezember und Anfang

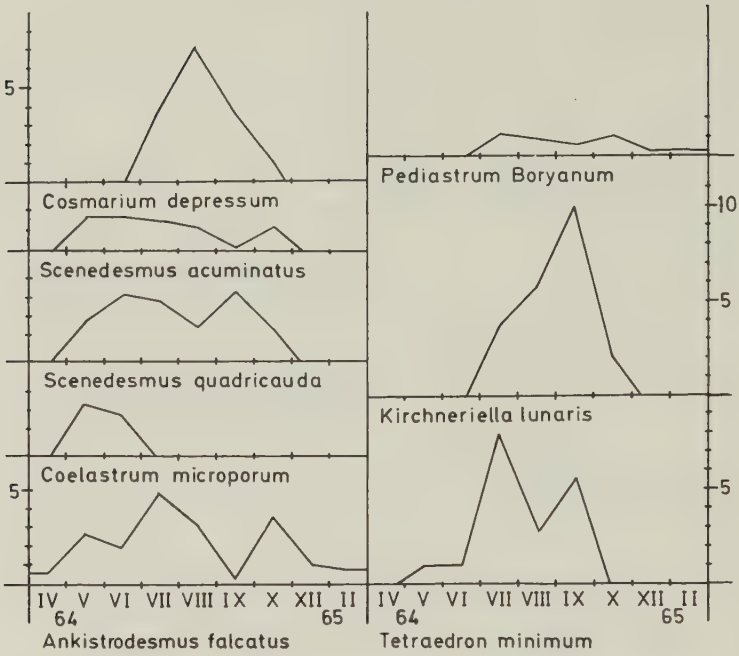


Abb. 18. Verteilung der aufgeführten Organismen des Wiesenbeckens im Jahre 1964/65.

Juni (Abb. 17). Euglenaceae bestimmten das Plankton im April 1964 mit und kamen das ganze Jahr über mit maximaler Entfaltung Anfang Juli vor. Im Juli und August 1964 und 1965 traten *Phacus pleuronectus* und *P. longicauda* hervor; 1966 konnten sie in den Planktonproben nicht nachgewiesen werden. Regelmäßig, mit Ausnahme des Winters, konnte *Trachelomonas oblonga* (Abb. 17) mit einem Maximum von April bis Juni beobachtet werden. *Cosmarium depressum* wies 1964 deutliche Zahlen im Juli bis Anfang Dezember (Abb. 18), 1966 im Juli auf. Spirogyra spec. war 1964 im August sehr häufig, sonst nur vereinzelt. Closterien traten in verschiedenen Arten, *Closterium leibleinii, Cl. strigosum* und *Cl. gracile,* auf, besonders aber in den Proben des August 1964 und 1965, des Oktobers 1965 und Juli 1966.

Das Diatomeenplankton zeigte stets größere Individuenwerte (Abb. 15). So stiegen sie 1964 von April zu einem Maximum im Mai an, das zum Juni abnahm, um sich dann vom Juli über den August zu einem zweiten Höchststand im September zu entwickeln. Dieser ging dann zögernd zum Dezember zurück; aber selbst im Februar traten noch beachtliche Mengen auf. Den Individuenwerten standen aber auch hohe

Artenzahlen gegenüber. In einer Untersuchung des Schlammes vom Juli 1964 traten folgende Arten auf: *Synedra ulna, Stephanodiscus Hantzschii, Cyclotella Meninghiniana, C. stelligera* oder *C. pseudostilligera, Nitzschia palea, N. acicularis, N. linearis, N.* spec., *Navicula cryptocephala, N. hungarica, N.* spec., *Caloneis amphisbaena, Stauroneis Smithei, Achnanthes lanceolata, Cymbella naviculiformis, Fragilaria construens, F. pinnata, F.* spec., *Cymatopleura solea, C. elliptica, Gyrosigma acuminatum, Diatoma elongatum* und *Diploneis* ev. *ovalis.*

Die Haupt-Phytoplanktonformen des Wiesenbeckens im Jahre 1964 ließen sich in den fixierten Proben nicht bestimmen, da sie bis zur Unkenntlichkeit geschrumpft waren. Es handelte sich wohl oft um Grünalgen, im Mai 1964 eventuell um Oozystraceae. Da es sehr kleine Organismen waren, erreichten sie enorme Werte. In der graphischen Darstellung sind sie unter „unbestimmbare Grünalgen" zusammengefaßt (Abb. 15, 16). Sie bildeten wahrscheinlich auch die Nahrungsgrundlage der Rotatorien, denn diese nahmen mit den kleinen Planktonten zu, ohne sie aber in ihrer Entwicklung stark zu hemmen (Abb. 16). Mit der starken Abnahme der Algen im Herbst 1964 gingen auch die Rotatorien zurück. Schädel (1917) stellte bereits eine auffallende Konvergenz zwischen der Phytoplanktonkurve und der Rotatorienkurve fest.

Eine wichtige Gruppe im Plankton bildete neben Diatomeen auch *Bosmina longirostris,* die besonders im Spätsommer 1965 und 1966 sehr häufig war. Nach Ziegelmeier (1940) gewinnt *B. longirostris nur in* schwach eutrophen Teichen im Juli an Bedeutung und zeigt die Hauptentwicklung von Juli bis September mit sehr hohen Individuenzahlen. Ein erstes Maximum im Frühjahr fehlte — wie bei Ziegelmeier — auch im Wiesenbecken. Nach den biologischen Daten kann das Becken in die *Bosmina-Cyclops-Stufe* Ziegelmeiers eingeordnet werden.

Benutzt man die Teichtypen Weimanns (1942), so ist das Wiesenbecken mit dem mesotrophen, das heißt schwach eutrophen Chrysomonadenteich zu vergleichen. Das Zooplankton des Wiesenbeckens deckt sich fast vollständig mit den dort angegebenen Massenentfaltungen der Bosminen und Rotatorien und dem völligen Zurücktreten der *Daphnia*-Arten. Auch die wichtigen Rotatorienarten — wie *Polyarthra platyptera, Keratella cochlearis, K. quadrata, Filinia longiseta* und *Brachionus*-Arten — stimmen überein.

Im Phytoplankton fällt der Vergleich schwerer wegen der nicht identifizierten Algen, aber ein Teich der oberen Schwalm (Weimann, 1942) wies *Chrysococcus rufescens neben Bosmina* in Reinkultur auf; ähnlich wie im Wiesenbecken. In diesem waren die Protococcalen schon stärker vertreten, aber nicht als Massenformen. Es fehlten dagegen die wichtigsten Chrysomonaden, wie *Mallomonas* und *Synura.*

„Der Chrysomonadenteich ist, abgesehen von den ganz klaren Gewässern der ersten Gruppe, noch der natürlichste und sauberste der Typen, in dem es am wenigsten stinkt. Sein Schichtungsbild erinnert aber schon an dasjenige eutropher Seen, nur daß es gleichsam von Zehnmeterzonen auf Dezimeterzonen zusammengestaucht ist ... Auch der Chemismus erinnert im Sommer an die Schichtung des eutrophen Sees ... Die Sauerstoffkurve zeigt ... Übersättigung in den oberen und Untersättigung in den tieferen Schichten. Allerdiengs ist das Sauerstoffdefizit in der Tiefenschicht wohl hauptsächlich die Folge einer Mikrostratifikation, sie ist also hervorgerufen durch eine Sauerstoffzehrung, die nur vom Boden aus nach oben greift" (Weimann, 1942).

Die chemischen Stichproben unterstreichen die bisherigen Kenntnisse. Da der Teich erst jüngeren Datums ist, hat er noch nicht die Ansammlung von organischem Material und Schlamm in sich. Der Sauerstoffgehalt des Oberflächenwassers lag stets sehr hoch, im Frühjahr bei 15,1 mg/l, im Juli bei 16,1 mg/l und zwischen 13 und 20 mg/l im September. Der Gehalt an freiem CO_2 war im Juli mit 1 mg/l gering und wies auf hohen Verbrauch durch die Phytoplankter hin. Die Belastung an organischem Material zeigte sich deutlich, aber geringer als die der anderen Teiche, mit einem $KMnO_4$-Verbrauch von 25 mg/l. Dafür lag die Zehrung im Frühjahr mit 8,9 mg/l recht hoch. Der Gehalt an Nährstoffen im Juli erstaunte. NO_3^- wies 60 mg/l, NH_4^+ 0,3 mg/l und NO_2 0,51 mg/l auf. Im ganzen deutete das auf günstige aerobe Verhältnisse hin; denn eine Nitratdissimilation wird bei diesen Verhältnissen kaum stattfinden. Ob über dem Schlamm — wie Weimann es schildert — sauerstoffarme Schichten lagern und dort NO_3^- dissimiliert wird, kann nicht entschieden werden. Auch fehlten die bedeutenden PO_4^{3-}-Mengen, die in diesen Teichen z. B. von Ohle (1934) beobachtet wurden. Im Schlammbereich des Wiesenbeckens wird die Zersetzungsgeschwindigkeit nicht langsamer als in den früher untersuchten Teichen sein, doch ist es wahrscheinlich, daß die geringen Schlammengen hier noch nicht so wirkungsvoll waren.

Eine weitere Entfaltung der Phytoplankter wurde durch das fehlende PO_4^{3-} wahrscheinlich verhindert, obwohl sicherlich gewisse PO_4^{3-}-Mengen sich im Kreislauf befanden. Charakteristisch war der verhältnismäßig hohe SBV mit 3,16 mval/l und der Gesamtsalzgehalt von etwa 500 mg/l. Es kann angenommen werden, daß der Bauschuttuntergrund viele Stoffe abgab und so die beiden Werte beeinflußte. Das einfließende Wasser stammte zur Untersuchungszeit von verhältnismäßig gering befahrenen Straßen und war wenig verschmutzt. Die stets vorhandenen Enten und Schwäne schienen in dem großen Gewässer geringe Bedeutung zu haben, da Fütterung und auch Laubfall direkt ins Wasser nicht möglich waren. So stellte das Wiesenbecken zur Untersuchungszeit ein recht sauberes und nicht zu stark belastetes Becken mit stets positiver Sauerstoffbilanz und Vorherrschen des Phytoplanktons dar.

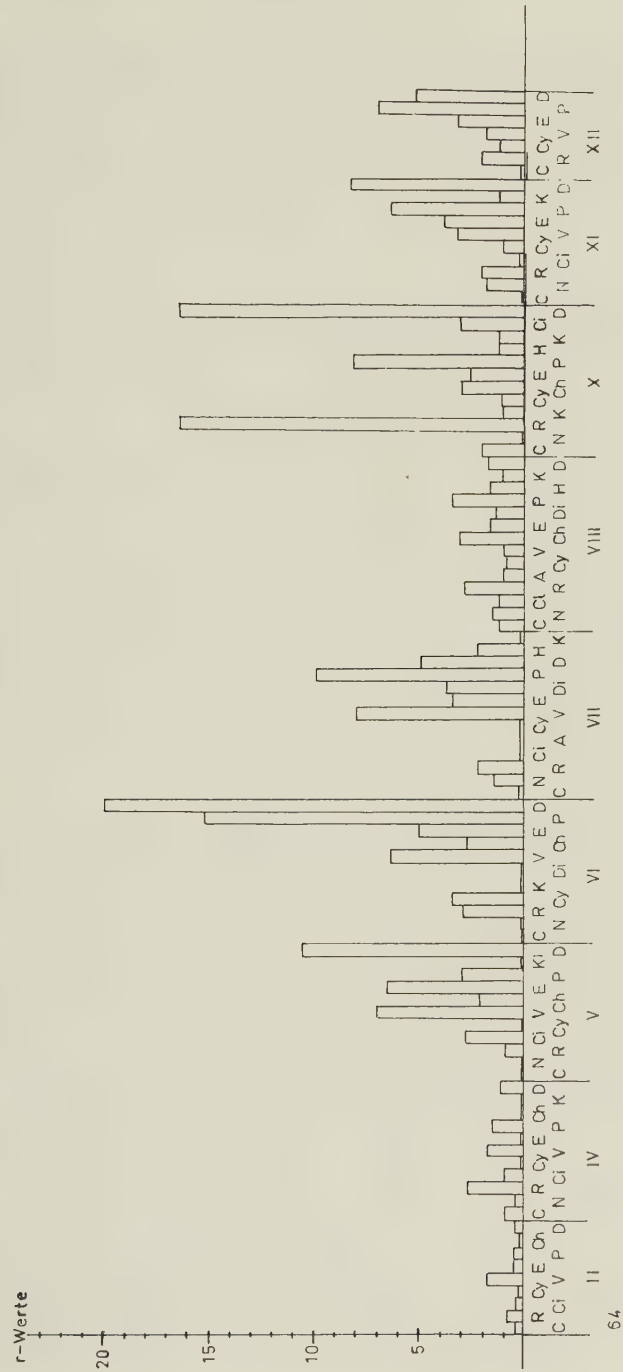


Abb. 19. Verteilung der systematischen Gruppen des Dreipfuhls im Jahre 1964.

4. Der Dreipfuhl

Die Artenliste der Organismen aus den Planktonfängen des Dreipfuhls war groß, und auch in den einzelnen Jahreszeiten vielgestaltig. Auffallend war die geringe Zahl an Crustaceen, die nie Werte anderer Teiche (Friedhofsteich oder Pücklerpfuhl) erreichten (Abb. 19). Cyclopiden traten stets, aber in geringer Zahl, auf. Copepodite zeigten etwa den Jahresgang der Cyclopiden, nur mit etwas höheren Werten im Sommer und Herbst.

Daneben traten im August 1964 *Paracantha truncata* und *Scapholeberis mucronata* in etwas größerer Zahl auf. *Paracantha* konnte im Juli 1965 und *Scapholeberis* im Mai 1966 noch einmal, allerdings in geringer Zahl, beobachtet werden. *Chydorus sphäricus* ließ sich in allen drei Jahren in wenigen Exemplaren im Sommer bis in den Oktober feststellen. Nur einmal konnte *Ceriodaphnia* für den August 1964 nachgewiesen werden, und in den folgenden Jahren nur einmal *Daphnia pulex*. — Das geringe Auftreten der Crustaceen und besonders der Cladoceren könnte mit der größeren Tiefe des Teiches zusammenhängen, so daß möglicherweise die Crustaceen außerhalb der Entnahmeorte häufiger vorkommen. Da aber im Laufe von drei Jahren kein Nachweis über die Anwesenheit einer größeren Zahl erbracht werden konnte, ist anzunehmen, daß sie in diesem Teich nicht zu einer Massenentwicklung gelangen konnten. Der Dreipfuhl war mit Wildfischen besetzt, die wahrscheinlich das Crustaceenplankton stark reduzierten und so in Grenzen hielten.

Die Rotatorien dagegen erreichten höhere Werte (Abb. 19), doch waren es fast nur kleinere Formen (Abb. 20). Im Winter konnten nur *Branchionus angularis* häufig und *Polyarthra platyptera* selten beobachtet werden; im Frühjahr *Brachionus angularis, Filinia longiseta* und *B. calyciflorus* häufig, seltener dagegen *Keratella quadrata, Polyarthra platyptera* und *Rotaria* (?). Ihre Zahl ging zum Mai 1964 stark zurück und wies nur einige Angehörige von *Filinia longiseta, Keratella quadrata, Brachionus angularis* und *Synchaeta* spec.. auf.

Zum Juni war ein starker Anstieg von *Keratella quadrata, K. cochlearis, Polyarthra platyptera, Branchionus angularis,* daneben in geringerer Zahl *Filinia longiseta* und *Brachionus calyciflorus* zu verzeichnen. Zum Juli nahm ihre Zahl erneut ab, und zum Teil andere Formen traten in den Vordergrund. *Brachionus calyciflorus, Polyarthra platyptera, Keratella cochlearis* machten die Masse aus, während alle anderen Arten zurücktraten. Im August begann eine starke Entfaltung der Rotatorien, dabei bildeten *Polyarthra platyptera* und *Keratella cochlearis* die Menge, da alle anderen Arten (*Keratella quadrata, Rotaria, Brachionus calyciflorus, Pedalia mira, Trichocera*) nur in einigen Exemplaren vor-

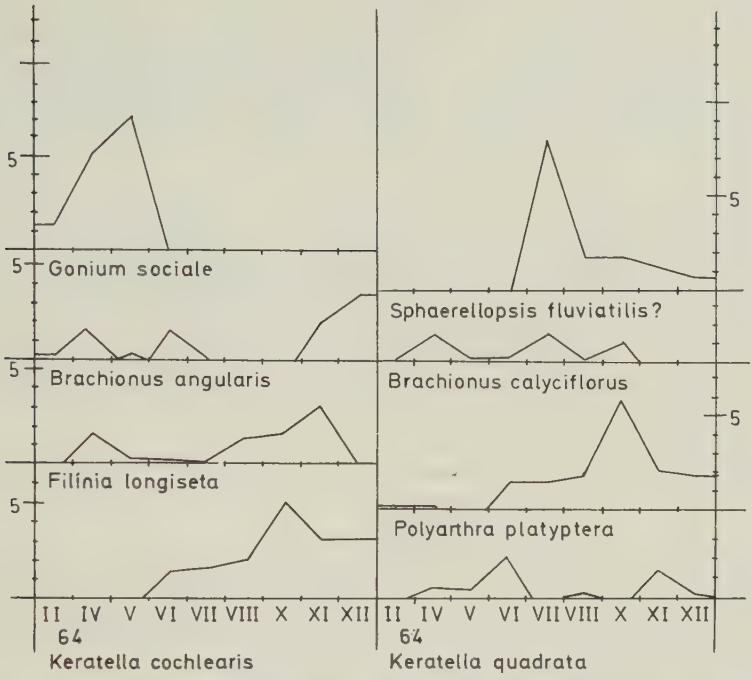


Abb. 20. Verteilung der aufgeführten Organismen des Dreipfuhls im Jahre 1964.

kamen, wogegen *Filinia* etwas häufiger war. Das Maximum der Rotatorienentwicklung war zweifellos Anfang Oktober erreicht. *Polyarthra platyptera* und *Keratella cochlearis* wiesen höhere Werte auf und lagen weit über den anderen Arten (Abb. 20). Zum November ging die Zahl zurück und blieb dann im Dezember etwa gleich, nur die Zusammensetzung änderte sich. Im November kamen *Brachionus angularis, Filinia longiseta, Keratella cochlearis* und *Polyarthra platyptera* am häufigsten vor, wobei *Keratella cochlearis* die größte Menge stellte. Im Dezember nahm *Brachionus angularis* stark zu und überflügelte *Keratella cochlearis*. Beide Arten bildeten die Hauptmasse, während *Polyarthra platyptera* zwar etwas häufiger, *Synchaeta* spec., *Rotaria* spec. und *Keratella quadrata* nur selten nachzuweisen waren.

Keratella cochlearis wies 1965 und 1966 ganz ähnliche Verhältnisse auf, wie in dem oben beschriebenen Jahr 1964. *Keratella quadrata* dagegen konnte 1965 von Mai bis Oktober überhaupt nicht und 1966 nur im Mai und dann erst im Oktober nachgewiesen werden. Diese Form war nur am 31. Oktober 1966 häufig. *Brachionus calyciflorus* fehlte 1965 bis Anfang Juli und konnte dann von Ende August 1965 bis September

1966 nicht mehr beobachtet werden und fand sich erst im Oktober 1966 häufig in den Proben. Für *Brachionus angularis*, die 1964 das ganze Jahr in wechselnder Häufigkeit vorhanden war, fehlte der Nachweis von Mai bis Juli 1965 und von Mai bis Anfang August 1966. Ebenso konnte das winterliche Maximum in den beiden folgenden Jahren nicht beobachtet werden.

Polyarthra platyptera war in allen drei Jahren ähnlich nachzuweisen wie 1964, besonders hervorzuheben war ein Maximum im März 1966, während zum April hin die Zahl erheblich abnahm. Im Gegensatz zum Jahr 1964 fehlte *Filinia* im Juni 1965 und vom April bis Juli 1966. Im August 1965 und Oktober 1966 war die Form häufig zu nennen.

Auch 1965 und 1966 lag die stärkste Rotatorienentfaltung in der Zeit von August bis Oktober; im letzten Jahr wies das Frühjahr einen höheren Anteil als der Sommer auf.

Das Phytoplankton zeigte eine größere Artenzahl, und einige Organismen erreichten bedeutende Mengen.

Die Blaualgen (Abb. 19) im Plankton bestanden nur aus wenigen Oscillatorien, Lyngbyen und *Spirulina Jenneri*. Nur einmal — am 1. Juni 1964 — bedeckten *Spirulina Jenneri, Oscillatoria limosa* und *O. clorina* in großen Watten stellenweise die Oberfläche des Gewässers. Es ist anzunehmen, daß sie sich vom Boden gelöst hatten.

Das Diatomeenplankton war sehr reichhaltig (Abb. 19), doch traten nur drei Arten massenhaft hervor. Zuerst sind zwei *Synedra*-Arten zu nennen — *Synedra acus* und *S. rumpens* —, die vom April bis in den August, besonders von Juni bis August, massenhaft zu finden waren und das Gesamtplankton entscheidend mitbestimmten, mit Ausnahme des Juli 1966. 1964 im Oktober und November und 1966 vom Juli bis November kam dazu *Asterionella formosa* in ungeheuren Massen, während sie 1965 in Grenzen blieb. Daneben fanden sich u. a. *Nitzschia sigmoidea, Diatoma elongatum, D. vulgare, Fragilaria crotonensis* und *Eunotia* spec. Bei der Untersuchung einer Schlammprobe vom Juli 1964 lagen in Abnahme der Häufigkeit *Synedra acus, S. ulna, S. rumpens, Nitzschia palea, Navicula radiosa, Hantzschia amphioxys, Stephanodiscus spec., Cymbella* spec. und *Navicula* spec. vor.

Aus der Ordnung der Volvocalen traten im Dreipfuhl die Chlamydomonas-Arten *Gonium sociale* und *Eudorina elegans* häufiger auf. Unter dem Eis im Februar 1964 lebte *Eudorina elegans* häufig und blieb es bis in den April, nahm dann im Mai ab, um über den Sommer auszubleiben, um erst im August selten und zum Dezember häufig wieder aufzutauchen. *Gonium sociale* kennzeichnete ebenfalls das Winter- und Frühlingsplankton (Abb. 20). 1964 erreichte sie ihr Maximum Anfang Mai, 1965 im April und 1966 war sie nur selten anzu-

treffen. In den folgenden Monaten fehlte sie dann ganz. Im Juli 1964 trat *Sphaerellopsis* ev. *fluviatilis* auf, blieb auch im August häufig, nahm aber zum Oktober ab und war im Dezember nur noch vereinzelt zu finden (Abb. 20). 1965 ließ sich diese Form im Juni und Juli massenhaft nachweisen, fehlte dagegen aber 1966. *Chlamydomonas* zeigte sich von April bis Juni häufiger, anschließend nur noch in geringer Zahl.

Synura uvella wurde im Januar 1964 häufig im Plankton vorgefunden, verschwand dann und ließ sich in drei Jahren nicht mehr nachweisen. *Dinobryon sertularia* existierte in allen drei Jahren mit kleinen zeitlichen Verschiebungen (Abb. 21). 1964 stellte sie sich erst im August ein, während sie 1965 und 1966 zu dieser Zeit schon vorhan-

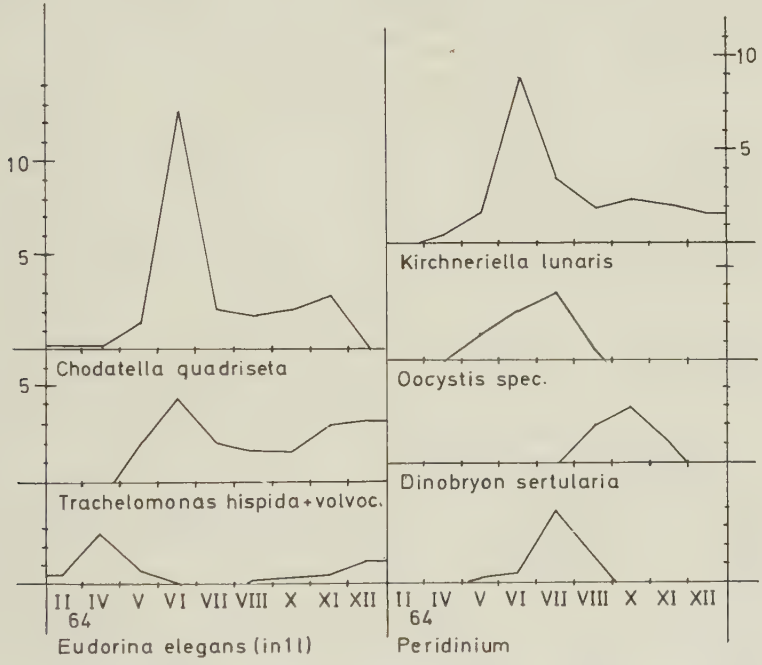


Abb. 21. Verteilung der aufgeführten Organismen des Dreipfuhls im Jahre 1964.

den war. Anfang Oktober 1964 und 1965 lag die Zahl noch hoch, während sie 1966 schon abgesunken war. *Mallomonas acaroides* zeigte sich 1964 im Juli und August.

Die Euglenen wiesen 1964 von Februar über den April zum Mai einen steilen Anstieg auf, waren während des Sommers bis in den

August häufig, um dann schnell abzunehmen. 1965 traten sie im Frühjahr hervor und 1966 im Juli massenhaft auf. Charakteristisch für den Dreipfuhl war das in allen drei Jahren konstante Auftreten von *Peridinium* von Juli bis Oktober (Abb. 21). 1966 lag die Zahl im August niedriger als in den Vorjahren. *Trachelomonas*-Arten — besonders *T. volvocina* — fanden sich stets im Plankton mit einem Maximum im Juni und allmählicher Abnahme zum Winter (Abb. 21). 1965 und 1966 blieben sie unter der Menge von 1964. Im Oktober 1964 ließ sich vereinzelt *Chrysococcus porifer* beobachten.

Die Protococcalen steuerten weitere für den Dreipfuhl charakteristische Arten bei (Abb. 19).

Die Scenedesmus-Arten, *S. quadricauda* und *S. acuminatus* (Abb. 22), begannen im April eine kräftige Entwicklung, die im Juni 1964 ihren Höhepunkt erreichte und zum Juli hin etwas zurückging. In diesem Monat trat stark *Scenedesmus tenuispina* (?) auf.

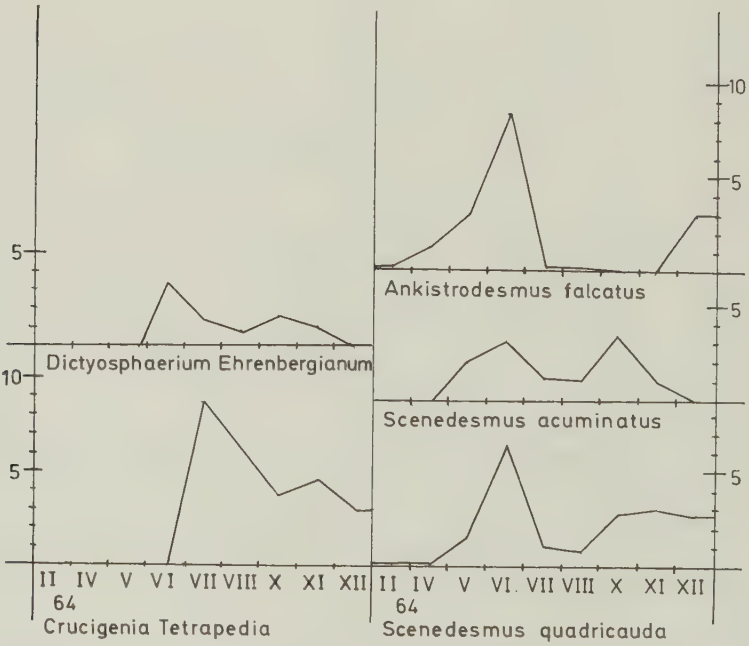


Abb. 22. Verteilung der aufgeführten Organismen des Dreipfuhls im Jahre 1964.

Im Oktober machten die zuerst genannten ein weiteres Maximum durch. *Scenedesmus acuminatus* sank dann stark ab und verschwand

im Dezember, während *S. quadricauda* in diesem Monat noch mit größerer Zahl aufwartete. Im Frühjahr 1965 und 1966 waren beide Formen selten und auch im Sommer nicht häufig; erst im Oktober 1965 und Anfang Oktober 1966 zeigten sie sich wieder recht häufig. Daneben traten auch *Scenedesmus obliquus* und *S. alternans* auf. *Ankistrodesmus falcatus* (Abb. 22) und *A. angustus* hatten vom Februar 1964 an eine stete Aufwärtsentwicklung bis zum Maximum im Juni, um dann vom Juli bis November geringe Zahlen zu zeigen und im Dezember noch einmal anzusteigen. Diese Arten waren 1965 von August bis Oktober massenhaft. 1966 im Mai sehr häufig und blieben dann bis Ende Oktober häufig. *Chodatella quadriseta* wies nach geringem Vorkommen von Februar bis April 1964 einen steten Anstieg bis zum Höhepunkt im Juni, dann einen starken Rückgang im Sommer und einem kleinen Maximum im November und geringen Zahlen im Dezember auf (Abb. 21). 1965 lag ihr Maximum ebenfalls im Juni, sie zeigte sich aber von Oktober 1965 bis zum Ende der Probeentnahmen nicht mehr.

Oocystis spec. (Abb. 21) stieg 1964 von April bis zum Juli hin an und sank dann zum August hin ab. In den folgenden Jahren fehlte sie nur im Juli 1965 und Mai 1966, zeigte sonst aber den Gang des Vorjahres. Neben den genannten Arten hoben sich *Crucigenia tetrapedia* (Abb. 22), *Kirchneriella lunaris* (Abb. 21), *Micractinium pusillum, Dictyosphaerium Ehrenbergianum* und *Staurastrum gracile* noch von den anderen nur vereinzelt auftretenden Protococcalen ab.

Centritractus belanophorus bildete, im Juli und August vorkommend, nur im August 1964 ein deutliches Vorkommen. *Tribonema* spec. war nur im Juli 1965 häufiger, während sie in den anderen Jahren in geringer Zahl das Plankton bevölkerte.

Der Dreipfuhl hatte stets eine recht hohe Artendichte und oft eine Reihe von Organismen mit sehr häufigem bis massenhaftem Vorkommen. Das Zooplankton bestimmten besonders die Rotatorien, obwohl sie nur gelegentlich massenhaft auftraten. Das Maximum ihrer Entwicklung lag alle drei Jahre zwischen August und Oktober mit fast denselben Arten. Crustaceen traten stark zurück, daneben aber war die Besiedlung mit Ciliaten recht dicht. Das Phytoplankton wies auch im Laufe der Jahre Diatomeenmaximum auf: 1964 von Mai bis Juni, besonders *Synedra,* und im Oktober und November *Asterionella* und *Synedra;* 1965 von April bis August *Synedra* und im Oktober *Asterionella.* Neben diesen wies das übrige Phytoplankton alle drei Jahre vom Frühjahr bis zum Herbst einen deutlichen Planktonanteil auf und viele Formen in sehr häufigem Vorkommen, obwohl echte Vegetationsfärbungen fehlten. Ein Teil der Organismen trat recht regelmäßig, allerdings mit verschiedener Häufigkeit und zeitlicher Verschiebung, auf. Zu ihnen gehören

Dinobryon, Peridinium, Scenedesmus, Ankistrodesmus, Euglenen und Chlamydomonaden.

Nach der Aufstellung von Weimann (1942) müßte der Dreipfuhl als Übergangstyp zwischen dem mesotrophen Chrysomonadenteich und den polytrophen Aphanizomenon- und Scenedesmusteichen eingereiht werden. Wie in den von Weimann gekennzeichneten Übergangstypen zeigte der Dreipfuhl starke Entfaltungen von Chlamydomonaden und Euglenen und Massenentfaltungen von *Ankistrodesmus* und planktischen Diatomeen, daneben aber gelegentlich *Synura, Dinobryon* und *Mallomonas.* Für die Einordnung spricht auch das Fehlen der Daphnien, die erst im polytrophen Teich deutlicher hervortreten.

Das ganze Jahr über waren die autotrophen Komponenten bedeutend, standen aber heterotrophen Vorgängen gegenüber. Trotz des großen Anteils an Autotrophen war der Sauerstoffgehalt in den Stichproben mit 75 % der Sättigungskonzentration im Frühjahr und mit 47 % im Sommer, allerdings morgens, recht niedrig. Der Gehalt an freiem CO_2 mit 12,4 ml zeigt doch recht hohe CO_2-produzierende Vorgänge an, so daß hier die Verhältnisse vermutet werden können, die eutrophe Gewässer mit starker Faulschlammbildung charakterisieren, nämlich hoher Sauerstoffgehalt im Oberflächenwasser und geringerer in den tiefen Wasserschichten, die aber bei dem nicht sehr tiefen Teich durch häufige Zirkulation vermischt werden können, was auch den hohen CO_2-Gehalt des Oberflächenwassers des Dreipfuhls erklären würde.

Es war auch der Kaliumpermanganatverbrauch mit 39 mg/l ziemlich hoch, die Zehrung aber mit 4,1 mg/l nach 48 Stunden die niedrigste aller untersuchten Teiche. NO_2^- und NO_3^- waren im Juli nicht nachweisbar, dafür aber 0,02 mg/l PO_4^{3-} und 0,65 mg/l NH_4^+. Aus diesen Werten kann man schließen, daß in der Schlammregion starke sauerstoffzehrende Vorgänge abliefen, die ihre Wirkung auf das gesamte Wasser ausstrahlten. Der Teich, der bis zu 2 m tief ist, besitzt eine erhebliche Schlammschicht aus blauschwarzem, beim südwestlichen Zufluß ölig aussehendem, Schlamm, auf dem Pflanzenreste lagern, die von *Chironomiden* und *Herpobdella octoculeata* besiedelt waren. Außerdem blieben von der Fütterung der Enten besonders an Sonn- und Feiertagen größere Mengen an Futter übrig, die auf den Boden des Gewässers sanken.

Im Verhältnis zu seiner Größe erhielt der Teich nicht allzuviel Straßenregenwasser, dafür aber eine relativ starke und regelmäßige Zufuhr von gutem Wasser (240 m^3/Tag). Der hohe SBV von 2,76 mval/l kann durch dieses einfließende Kühlwasser erklärt werden und führte zu einem recht stabilen pH-Wert. Das Phytoplankton schien nicht in der

Lage zu sein, das Angebot an freiem CO_2 voll zu nutzen, und ihre Sauerstoffproduktion reichte gerade aus, um einen gewissen Sauerstoffgehalt aufrechtzuerhalten. Da die Individuenzahl der Phytoplankter recht groß war, mußte die Wirkung des Schlammes recht erheblich gewesen sein.

Zur Untersuchungszeit stellte das Flachgewässer ein recht ausgewogenes Gewässer dar, in dem sich die autotrophen und heterotrophen Vorgänge noch die Waage hielten, so daß keine Fäulnis zur Beobachtung kam. Es liegt aber die Vermutung nahe, daß bei ungünstigen Bedingungen Schichtungen auftreten, die dann bei Vollzirkulation zur Fäulnis führen können.

5. Der Lindauer Teich

Kennzeichnend für das Plankton des Lindauer Teiches war das Vorherrschen einiger Organismen und das Fehlen ganzer systematischer Gruppen. Die oft in größerer Zahl vorhandenen Diatomeen stammten meist aus der Schlammzone, da sie wegen der geringen Tiefe des Gewässers oft in die Proben gelangten. Im Herbst 1964 sank der Wasserstand so stark ab, daß von Oktober bis Dezember nur mit Schlamm durchsetzte Schöpfproben entnommen werden konnten.

Crustaceen (Abb. 23) waren zur März-April-Wende in ganz geringer Menge vorhanden, und erst in der zweiten Aprilhälfte nahmen sie zu, so daß die 20-l-Planktonproben Anfang Mai bereits größere Mengen an Cyclopiden (Abb. 24) und Copepoditen aufwiesen. Mit ihnen traten oft Peritrichen (besonders *Carchesium-Arten*) auf, die zum Teil auf diesen

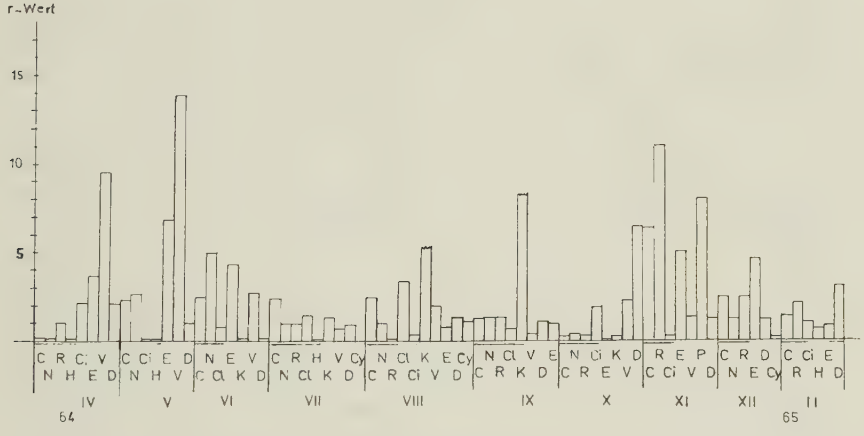


Abb. 23. Verteilung der systematischen Gruppen des Lindauer Teiches im Jahre 1964/65.

Krebsen siedelten. Bis Anfang Juni 1964 blieb die Zahl der Cyclopiden gleich, während die der Copepodite noch anstieg. Zu dieser Zeit konnten bereits einige Exemplare *Chydorus sphäricus* und *Simocephalus vetulus* beobachtet werden (Abb. 24). Anfang Juli gingen Nauplien und Cyclopiden auf ganz geringe Werte zurück. *Chydorus sphäricus* dagegen nahm weiter zu, und mit ihm sah man *Ceriodaphnia reticulata*. Bis Anfang August hatte sich die Anzahl der Ceriodaphnien erheblich erhöht, und nächsthäufige Crustacee war nun *Chydorus sphäricus*. Daneben zeigten sich *Scapholeberis mucronata* und wieder etwas stärker Cyclopiden und Nauplien. Ebenfalls häufiger traten wieder die auf Crustaceen lebenden Ciliaten hervor. Im September stieg die Zahl der Nauplien im Crustaceenplankton etwas an. *Chydorus sphäricus* und *Simocephalus* traten, wie auch Cyclopiden, nur selten auf. Von Oktober bis Februar, also über den Winter, waren Cyclopiden meist mit wenigen Exemplaren die einzigen Crustaceen. 1965 und 1966 lagen Anfang Juni die Werte für die Cyclopiden niedriger als im Vorjahr, dafür aber im Juli und August bedeutend höher.

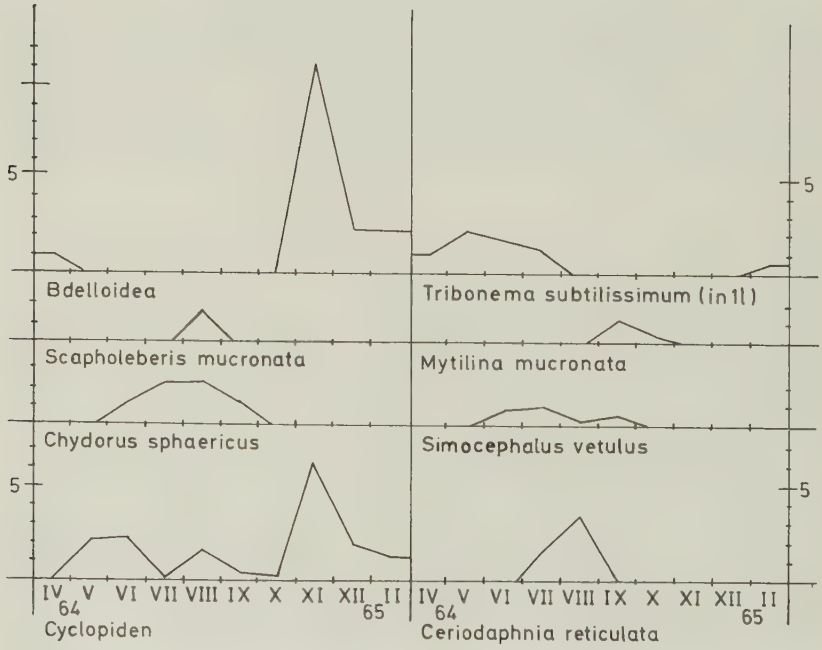


Abb. 24. Verteilung der aufgeführten Organismen des Lindauer Teiches im Jahre 1964/65.

1965 war der Anteil der Cladoceren geringer als 1964, es wurden aber einige Exemplare *Daphnia pulex* und ein Exemplar von *D. magna* beobachtet. Im folgenden Jahr ersetzte *Simocephalus vetulus Ceriodaphnia* Für *Chydorus sphäricus* gilt das für 1964 Angeführte auch für 1965 und 1966.

In allen drei Jahren fielen die Rotatorien selten durch besondere Häufigkeit auf. *Rotaria rotatoria* bildete die Herbst- bis Frühjahrsform, trat aber nie übermäßig häufig neben unbestimmbaren Bdelloidea (Abb. 24) auf. Im September und Oktober 1964 zeigte sich *Mytilina mucronata* vereinzelt bis häufig (Abb. 24), während sie 1966 von Mitte Juli bis Ende August sehr häufig und im Herbst 1965 nur sehr selten war. *Polyarthra platyptera* konnte von August über den September 1965 sehr häufig mit allmählicher Abnahme zum Oktober beobachtet werden, während sie 1966 ihre Hauptentwicklung im Juli hatte und bis Oktober abnahm. 1964 fehlte diese Form. Im Juli und August aller drei Jahre waren *Lepadella* spec. und *Trichocera* spec. häufig vertreten.

Ciliaten tauchten in den Proben häufiger auf, doch waren es in der Überzahl kein echter Plankter. Vorherrschend zeigten sich *Carchesium* spec., *Vorticella* spec. und *Halteria* spec.

An Cyanophyceen wurde nur gelegentlich ein Exemplar einer *Oscillatoria* gefunden.

Die Diatomeen im Lindauer Teich stammen oft aus der Schlammzone. Sie brachten nie eine massenhafte Entfaltung im Plankton hervor. Eine Schlammprobe im Juli 1964 zeigte häufig *Synedra ulna, Pinnularia mesolepta, Nitzschia hungarica, Gomphonema olivaceum* und *Cocconeis placentula,* daneben vereinzelt *Epithemia cebra, Achnanthes lanceolata, Surirella angustata, Navicula cryptocephala, N. bacillum* und *Gomphonema lanceolatum.* Im Jahresgang traten im Plankton *Synedra ulna, Pinnularia mesolepta* stärker hervor.

Im April herrschten im Plankton (besonders in der 1-l-Probe) Chlamydomonaden vor (Abb. 25), 1964 und 1966 begleitet von einer größeren Menge Euglenen, während 1965 deren Zahl geringer war. Im Mai lebten neben den Chlamydomonaden *Trachelomonas,* die sich bereits 1965 und 1966 in der Probe aus den ersten Apriltagen zeigten. Im nächsten Monat konnten Euglenaceae und Chlamydomonaden in allen drei Jahren noch mehr oder weniger häufig nachgewiesen werden. Im Juli und August zeigten sich in geringer Zahl sehr kleine Chlamydomonaden. Die Chlamydomonaden (außer 1964), Euglenen und Trachelomonaden erreichten von Oktober allmählich zunehmend im Spätherbst größere Mengen. 1966 trat im Herbst vereinzelt *Euglena acus* auf.

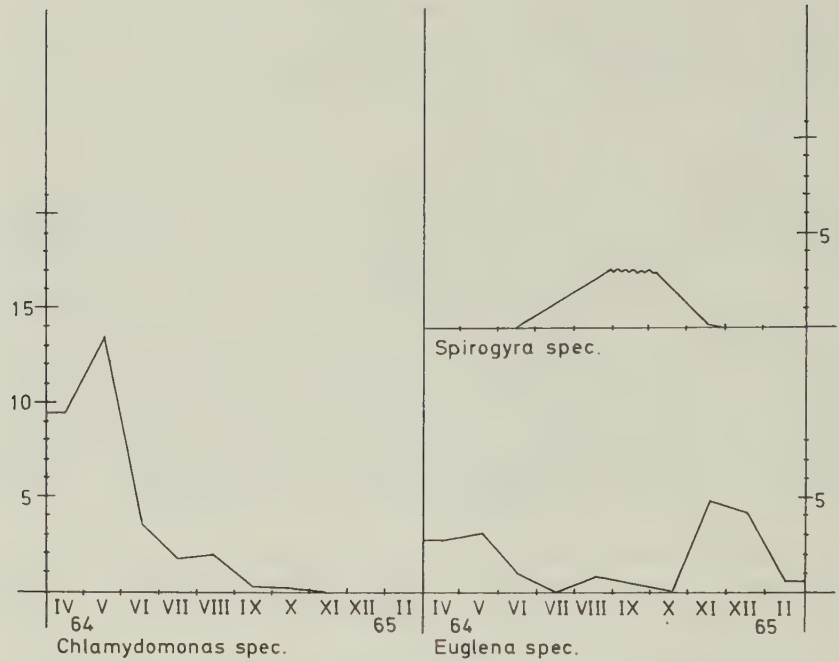


Abb. 25. Verteilung der aufgeführten Organismen des Lindauer Teiches im Jahre 1964/65.

Nachdem im Oktober 1964 der Teich fast ausgetrocknet war, enthielt er im November bei 15 cm Wasserstand erstmals größere Mengen an Protococcalen (Abb. 23), wie *Scenedesmus quadricauda, Golenkinia radiata* und *Coelastrum microporum.* Sie verschwanden im Dezember aus dem Plankton und wurden in den folgenden Jahren nur selten als Einzelfunde im Plankton nachgewiesen.

Anfang April kündigte sich bereits *Tribonema subtilissimum* (Abb. 24) an und erreichte im Mai 1964 ein Maximum wie auch in den folgenden Jahren, nur sank die Zahl in diesem Jahr schnell wieder ab, während in den Jahren 1965 und 1966 das Plankton von ihr bis in den Herbst bestimmt wurde. *Spirogyra* spec. (Abb. 25) dagegen zeigte sich 1964 und und 1965 erst Ende Mai, breitete sich nur 1964 Anfang Juli soweit aus, daß sie Ende des Monats im Teich eine Watteschicht ausbildete. Diese blieb bis in den Spätherbst erhalten. 1966 war das Vorkommen unbedeutend.

Der Blick über die drei Jahre wies einige Formen als vorherrschend aus. Das Zooplankton des Frühjahrs bestand aus Cyclopiden, wenigen

Rotatorien und einer größeren Zahl Ciliaten. Ihnen standen alle drei Jahre Chlamydomonaden und Euglenaceae gegenüber.

Im Sommer änderte sich die Crustaceen-Zusammensetzung, und die Cladoceren traten recht zahlreich in den Vordergrund. Die Rotatorien hatten 1964 eine geringere Bedeutung als in den folgenden Jahren, in denen sie von Juli bis Oktober häufig waren. Ciliaten fanden sich stets. Das Phytoplankton war von Anfang Juli an recht arm und zeigte nur vereinzelte Volvocalen, Euglenen und Diatomeen. Das Jahr 1966 wies im großen gesehen etwas andere Verhältnisse auf. Die Ciliaten, Rotatorien und auch Amöben waren häufiger als in den Vorjahren. Außerdem trat ein Phytoplankter vom Juli bis in den Oktober massenhaft hervor. Auf die Entfaltung von *Spirogyra* 1964 und *Tribonema* 1965 und 1966 muß auch hier hingewiesen werden.

Das Zooplankton des Herbstes und des Winterbeginns zeigte Cyclopiden, oft häufig Rotatorien und Ciliaten. Im Phytoplankton waren wieder Volvocalen, Euglenaceae und 1964 im November eine große Zahl an Protococcalen, die 1965 nur selten waren.

Gründe für die Artenarmut und Einseitigkeit des Lindauer Planktons lassen sich eventuell durch die folgenden Ausführungen erklären: Das Lindauer Becken war 1964 schon am Rande und zu einem Teil in der Mitte hauptsächlich mit *Typha* bewachsen, doch blieben noch größere Stellen offenen Wassers, in denen Froschlöffel, *Lemna minor* und *Potamogeton* wuchsen (Abb. 5). Diese Entwicklung beschleunigte sich sehr rasch, so daß 1965 der Bewuchs bereits große Teile des Beckens ausfüllte, und besonders in diesem und dem folgenden Jahr eine dichte und völlig geschlossene *Lemna*-Decke die Wasserfläche auch zwischen den Typhasprossen ausfüllte. 1964 war die Decke bei weitem nicht so stark und dicht. So konnte sich in diesem Jahr noch eine dichte *Spirogyra*-Watte ausbilden und im Wasser fluten. In den beiden folgenden Jahren waren nur einzelne Fäden in den Proben zu beobachten. Das durch die geschlossene *Lemna*-Schicht veränderte Licht- und auch Mikroklima hatte einen großen Einfluß auf das Gewässer ausgeübt. Besonders der chemische Charakter wurde durch die von Juli bis in den Oktober hinein bestehende Decke bestimmt, da sie die Oberfläche des Wassers abschloß und vom Wind — wegen der tiefen und sehr geschützten Lage des Teiches — nicht aufgerissen wurde. In erster Linie verhinderte sie den Zutritt des Lichtes, so daß schon aus diesem Grunde für das Phytoplankton ungünstige Bedingungen herrschten. 1964 wuchs an den offenen Stellen noch etwas *Elodea* und — wie oben erwähnt — besonders *Spirogyra*. In den folgenden Jahren waren die Lichtverhältnisse für beide wahrscheinlich so ungünstig, daß sie sich nicht mehr entfalten konnten. Uhlmann (1965) untersuchte einen ähnlichen, allerdings größeren und tieferen Teich und beobachtete ein Absinken des Sauerstoff-

gehaltes unter der *Lemna*-Decke, da der Zutritt von Luftsauerstoff weitgehend eingeschränkt wurde.

Der nur 360 m² große Lindauer Teich hatte ein sehr günstiges Oberflächen-Volumen-Verhältnis von etwa 0,5, so daß die Fäulnisgifte leicht entweichen und auch Sauerstoff sich ausbreiten konnte. Daneben hatte aber der Teich große Mengen eigenen Pflanzenmaterials und auch viel Fall-Laub zu verarbeiten. Das einfließende Wasser stammte nur von der Straße und brachte zu dem noch Straßenschmutz mit. Der Boden des Beckens war stets mit wenig zersetzten Pflanzenresten bedeckt, unter denen sich eine nicht sehr dicke Faulschlammschicht gebildet hatte. Im Bereich der Schlammzone fanden starke Fäulnisprozesse statt, was sich gelegentlich durch Freiwerden von H_2S bemerkbar machte. Die Vorgänge im Schlamm griffen sehr stark auf die um 50 cm tiefe Wasserschicht über. So war der Kaliumpermanganat-Verbrauch mit 106 mg/l recht hoch und wohl auf die Überreste der Laubzersetzung zurückzuführen, die gerade von diesem chemischen Nachweis besonders erfaßt wurden. Lindeman (1942) stellte fest: „Ganz offensichtlich sind die hohen Anteile von huminsäureartigen Substanzen vor allem kennzeichnend für den Abbau terrestrischer Pflanzensubstanz mit hohem Gehalt an massivem, lignin- und zellulosereichen Stützgewebe, wie er in Wasserpflanzen weder bei Makro- noch Mikrophyten zu verzeichnen ist." (Zit. aus Uhlmann, 1967, nach Lindeman, 1942).

Im Oktober 1964 dagegen war der Wasserstand bis auf wenige Pfützen zurückgegangen, und in diesen herrschte wahrscheinlich Fäulnis, so daß nur wenige Cyclopiden, Ciliaten und Chlamydomonaden bestehen konnten. Im folgenden Monat stieg der H_2O-Stand auf 15 cm durch einfließendes Regenwasser an. Das Plankton zeigte zum ersten Male viele Protococcalen, eine hohe Rotatorienzahl und eine große Menge Bakterien auf. Ähnliches sah auch Uhlmann (1966), daß Fäulnisvorgänge, die auf das ganze Gewässer übergreifen, einer Entwicklung neuer Arten förderlich sind.

Im November 1965 war der Teich schwarz, und auch die Algenwatten waren mit einer schwarzen Schicht bedeckt. Das Plankton zeigte sich gering, bestehend aus Diatomeen, einer *Lepadella* und vielen Bakterien. Eine Eisschicht von 2 cm sorgte für Luftabschluß. Das günstige Oberflächen-Volumen-Verhältnis kam so nicht zur Wirkung, und es ist möglich, daß der Teich umgekippt war und Fäulnis zeigte.

Die Organismenzusammensetzung wies oft Formen auf, die typisch für Gewässer mit geringem Sauerstoffgehalt und großem Anteil an organischem Material sind. Die Stichproben zum Sauerstoffgehalt erbrachten im April einen recht hohen Gehalt von 13,0 mg/l und im Juli von 5,7 mg/l, das heißt 62 % der Sauerstoffsättigungskonzentration.

Trotz dieser Werte ist es durchaus möglich, daß das Gewässer beim Zustrom von Straßenschmutz und Regenwasser Sauerstoffmangel zeigt, zumal in der Nacht, wo eine assimilierende Wirkung der Pflanzen nicht auftritt. Der sehr hohe Gehalt an freier Kohlensäure mit 24,9 mg/l machte darauf aufmerksam. Der SBV war dagegen mit 2,2 mval/l im Juli ähnlich dem im Frühjahr. Der hohe Gehalt an freier Kohlensäure und auch der mittlere SBV wiesen eine große Menge an Kohlenstoff nach und auf sehr starke heterotrophe Vorgänge hin. Das Sauerstoffdefizit wurde im Sommer dazu noch durch starke Fäulnisprozesse und die Wirkung der Zooplankter verstärkt.

Phosphat und NO_2^- dagegen waren überhaupt nicht, NH_4^+ mit 1,64 mg/l und NO_3^- mit 0,1 mg/l nur in geringer Menge vorhanden und boten keine Grundlage für eine starke Vegetationsfärbung. Der starke Gehalt an organischem Material, an Pflanzenresten, die im Schlammbereich faulten, der Abschluß durch die *Lemna*-Decke, der zufließende Straßenschmutz brachten für die Plankter ungünstige Bedingungen. Vielleicht wirkte auch der dichte *Typha*-Bestand ein. Es ist für diesen Teich anzunehmen, da der durch einfließendes Regenwasser bewirkte Sauerstoffschwund und der sicher vorhandene Anteil an Fäulnisgiften und die oben bereits genannten Faktoren dieses Gewässer beeinflußten und die Planktonwelt stark auslasen, so daß sich eine recht arme Organismenzusammensetzung zeigte und die Neigung zu einer Fäulniskatastrophe bestand.

6. Die Blanke Helle

Das Crustaceenplankton (Abb. 26) wies zwar regelmäßig Cyclopiden, *Diaptomus* und Nauplien auf (Abb. 27), allerdings im Vergleich zu anderen Organismengruppen meist in geringerer Zahl. Daneben traten *Scapholeberis mucronata, Chydorus sphäricus* und *Pleuroxus* spec. als Einzelfunde auf. *Bosmina longirostris* (Abb. 27) und zum Teil auch *B. coregoni* erreichten dagegen sehr deutliche Vorkommen und waren den ganzen Sommer und Herbst über häufig bis massenhaft. Für die Jahre 1965 und 1966 galt das gleiche, auch wenn das Vorkommen in den Sommermonaten etwas geringer war.

Die Rotatorien stellten hier die Hauptzooplankter (Abb. 26, 27, 28). Im April 1964 waren es noch wenige Formen mit *Rotaria* spec., *Synchaeta* spec., *Keratella cochlearis* und zwei unbestimmbaren Bdelloidea. Im Mai hatten dann *Brachionus angularis, Keratella cochlearis, Polyarthra platyptera* und *Synchaeta* spec. den Hauptanteil, außerdem zeigten sich *Filinia longiseta, Trichocera capucina, Brachionus calyciflorus* und *Keratella quadrata*. Im Juni 1964 behielt *Keratella cochlearis* die Vorherrschaft, daneben hatte aber *Brachionus calyciflorus* zugenommen, wäh-

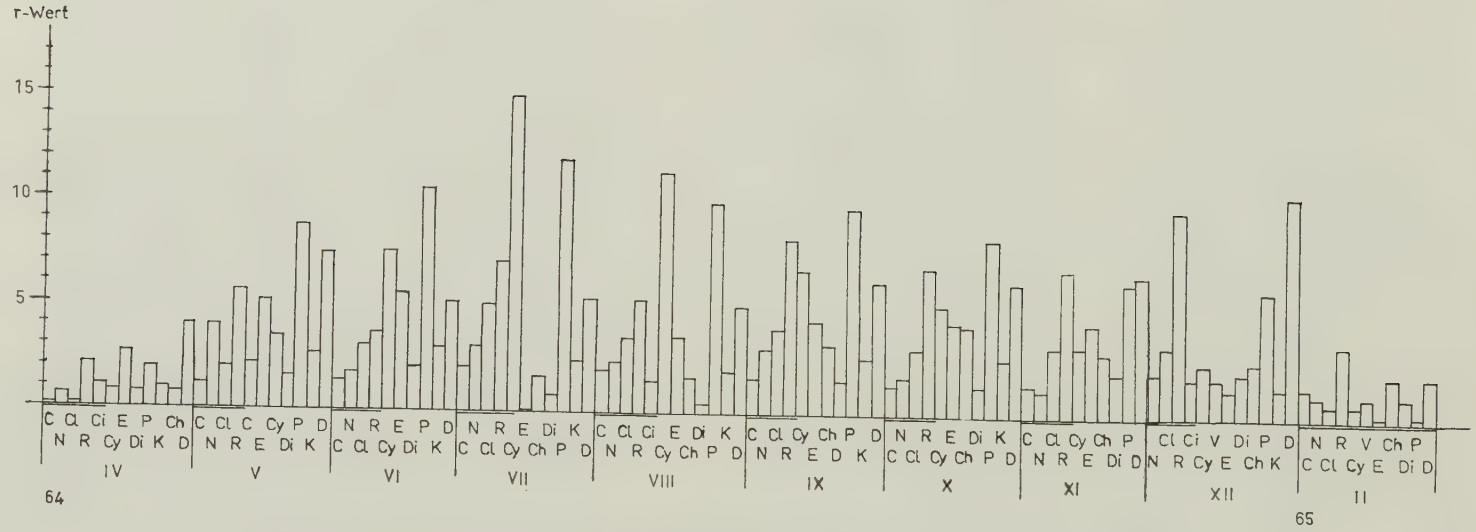


Abb. 26. Verteilung des systematischen Gruppen der Blanke Helle im Jahre 1964/65.

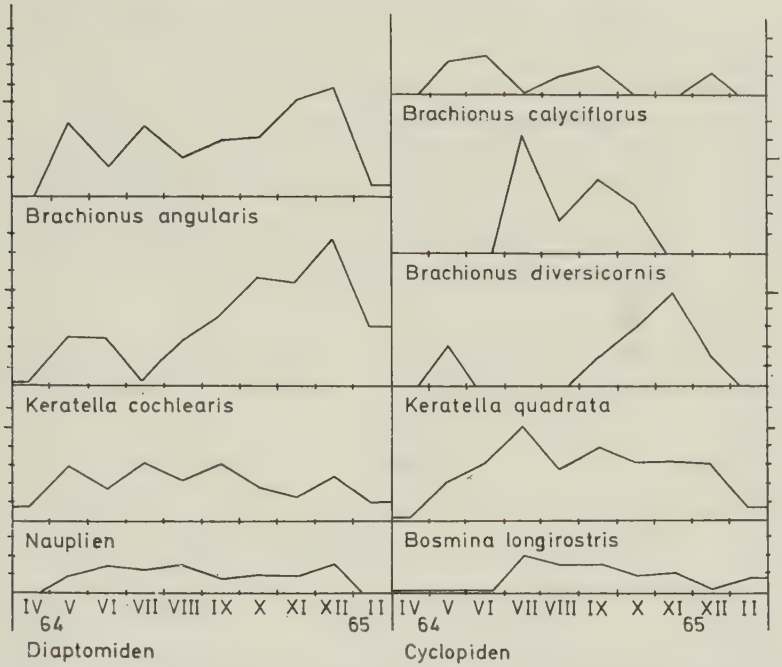


Abb. 27. Verteilung der aufgeführten Organismen der Blanken Helle im Jahre 1964/65.

rend die anderen Arten in abnehmender Häufigkeit vertreten waren, nämlich *Brachionus angularis, Filinia longiseta, Lecane* spec., *Trichocera* und *Polyarthra*. Die bisher häufigen Arten, wie *Keratella cochlearis* und *Brachionus calyciflorus,* verschwanden Anfang Juli, und an ihre Stelle traten *Brachionus angularis, B. diversicornis* und *Filinia longiseta.* Die anderen Arten waren wiederum nicht sehr häufig. *Keratella cochlearis* zeigte sich Anfang August wieder etwas stärker neben *Filinia longiseta* und *Brachionus angularis.* Im September hatten die Rotatorien eine enorme Entfaltung mit *Keratella cochlearis, Brachionus diversicornis, B. angularis, Polyarthra platyptera, Asplanchna priodonta* und einem unbestimmbaren Bdelloid.

Anfang Oktober behielten *Keratella cochlearis, K. quadrata, Brachionus angularis* und *Trichocera* die Oberhand. Neben *Keratella cochlearis* wies der November *K. quadrata, Brachionus angularis, Synchaeta* und auch *Polyarthra* in Massenentfaltung auf. Der folgende Monat brachte *Keratella cochlearis, Brachionus angularis, B. calyciflorus, Polyarthra platyptera* und *Rotaria rotatoria* in einer starken Entwicklung. Zum Ende Januar hielten sich im Rotatorienplankton *Kera-*

tella cochlearis, Rotaria rotatoria, Brachionus angularis und *Polyarthra platyptera,* allerdings in weit geringerer Zahl.

In den folgenden Jahren glich die Rotatorienentfaltung der von 1964 mit folgenden Abweichungen: *Brachionus diversicornis* und *Keratella cochlearis* hatten 1966 ein Maximum bereits im Mai. *Brachionus calyciflorus* war 1965 selten und fehlte 1966, während *B. angularis* zwar vorhanden, aber ohne die vorherrschende Stellung von 1964 war. *Asplanchna* trat 1966 seltener auf; ebenso ließ sich *Synchaeta* im Herbst 1965 selten beobachten, im Oktober 1966 dagegen häufiger. *Rotaria rotatoria* zeigte sich im Frühjahr 1966 vereinzelt.

Ciliaten waren in diesem Plankton zwar vorhanden, aber im Grunde nie planktonbestimmend (Abb. 26). Zu erwähnen ist eine häufige, unbestimmbare Form im Plankton vom April 1964.

Das Phytoplankton (Abb. 26) konnte erstaunlich reich sein und wurde vom Frühsommer an stets durch eine *Microcystis-aeruginosa*-Wasserblüte bestimmt. Die für *Microcystis* angegebenen Werte sind um vieles zu niedrig, da diese Art bei der Konzentrierung leicht verlorengeht (in der graphischen Darstellung durch ↑ angedeutet). Die eigentliche Wasserblüte begann 1964 wie auch in den folgenden Jahren Anfang Mai, obwohl diese Form bereits früher nachzuweisen war (Abb. 28). Zwischen *Microcystis* fanden sich oft *Gomphosphaeria aponina* (Abb. 28) und *Synechococcus* spec. Die Wasserblüte bildete sich oft so stark aus, daß die Sichttiefe unter 25 cm sank. Etwa im Oktober ging die Vegetationsfärbung zurück, was sich in einem steilen Ansteigen der Sichttiefe deutlich zeigte (> 60 cm). Neben diesen Blaualgen konnten *Lyngbya Birgei, Anabaena spiroides, Oscillatoria chalybea, O. tenuis* und *Spirulina Jenneri* ebenso wie *Anabaena microspora* — letztere beide in kleiner Zahl — beobachtet werden. Im April 1964 waren es *Oscillatoria tenuis, O. chalybea* und *Lyngbya Birgei.* Anfang Mai kam dann *Anabaena spiroides,* die im Juli und August ein Maximum hatte, während die gerade genannten Oscillatorien und auch die Lyngbyen im Sommer seltener waren und es auch im Herbst blieben. *Lyngbya Birgei* ließ sich aber 1966 im Juni sehr häufig beobachten. Im Sommer trat regelmäßig *Oscillatoria planktonica* auf (Abb. 29). *Aphanizomenon flos-aquae* zeigte ihr Hauptvorkommen im Frühjahr 1964 bis Anfang August, 1966 bis Juni und wieder Ende Oktober (Abb. 28). Da das übrige Plankton hier stets sehr reichhaltig war, konnten die Blaualgen kaum eine antibiotische, d. h. planktonvereinseitigende Wirkung zeigen.

Die Volvocalen wiesen auch in diesem Teich gelegentlich deutliche Vorkommen auf. Im April traten in größerer Zahl Chlamydomonaden auf, wurden Anfang Mai seltener und fielen im Sommer und Herbst nicht auf, waren aber im Januar deutlich nachzuweisen.

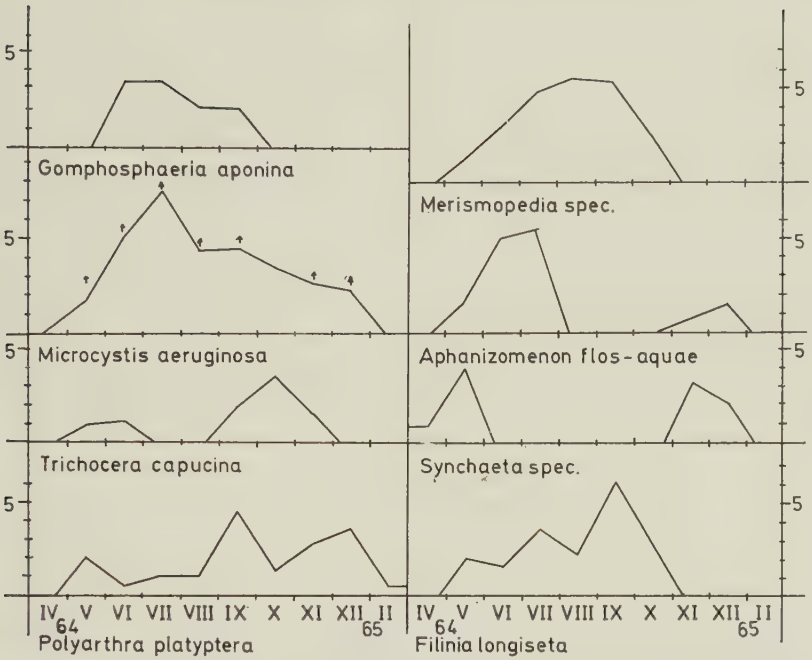


Abb. 28. Verteilung der aufgeführten Organismen der Blanken Helle im Jahre 1964/65. Der ↑ soll andeuten, daß die hier angegebenen Werte für Microcystis aeruginosa zu gering sind.

Eigenartig kann man das einmalige Massenvorkommen von *Raphidiopsis curvata* im Juli 1964 nennen (Abb. 29). *Merismopedia* spec. konnte während der Monate April bis November in den Proben gefunden werden, und zwar mit deutlichem Anstieg der Individuenzahl im Juli und August 1964 bis 1966 (Abb. 28).

In der kalten Jahreszeit mischte sich gelegentlich *Chrysococcus porifer* unter das Plankton. Einen Vertreter hatten oft die Dinoflagellaten. *Peridinium palatinum* wurde im Frühjahr von März bis Juni beobachtet; es fehlte aber in allen drei Jahren von Mitte Juni bis Anfang Oktober, 1965 bis Anfang November, und fand sich dann in den Winterproben (Abb. 29). (Es stellte wahrscheinlich eine Winterform dar, die bei hoher Wassertemperatur Dauerzustände durchmacht oder die Tiefen des Gewässers aufsucht.) Ebenso zeigte sich im Herbst gelegentlich *Glenodinium oculatum*. Regelmäßig von Mitte Juli bis in den Oktober bevölkerte *Ceratium hirundinella* das Plankton mit deutlichem Maximum von Anfang Juli bis Anfang Oktober (Abb. 29). Nur 1965 war ihre Zahl etwas geringer, doch auch in diesem Jahr ließ sich eine deutliche Steigerung der Individuenzahl von Juli bis Oktober vermerken.

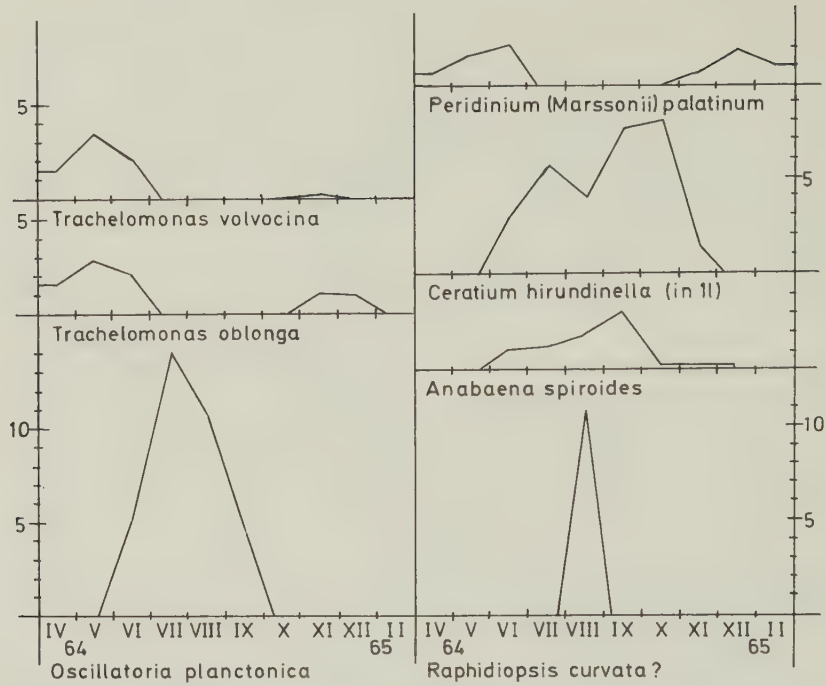


Abb. 29. Verteilung der aufgeführten Organismen der Blanken Helle im Jahre 1964/65.

Dinobryon sertularia trat 1964 von April bis Mitte Mai und wieder von Anfang Oktober bis Januar 1965 auf, dann im Juli 1965, aber erst von Oktober bis Dezember sehr häufig bis massenhaft. 1966 lag ihr Vorkommen von Mitte Mai bis zum Ende der Untersuchungszeit im November mit dem Höhepunkt bereits im August.

Euglenen (Abb. 30) ließen sich ziemlich regelmäßig im Plankton beobachten. Deutliche Maxima waren 1964 im Mai und von August bis November. Daneben lebten *Phacus pleuronectus, P. longicauda* und eine weitere Phacus-Art. ab und zu im Plankton. 1966 im April war Phacus pleuronectus häufig.

Die Protococcalen bildeten die individuenreichste Gruppe des Planktons. Die *Scenedesmus*-Arten — insbesondere *S. quadricauda* und *S. acuminatus* (Abb. 30) — waren in allen Proben bis auf die reinen Winterproben vorhanden, mit einem Maximum im Mai und Juni aller drei Jahre, im September 1964, 1966 und im Oktober und November 1965. *Crucigenia Tetrapedia* erreichte in den Monaten April bis August aller drei Jahre ein deutliches Vorkommen und wies die Hauptentwick-

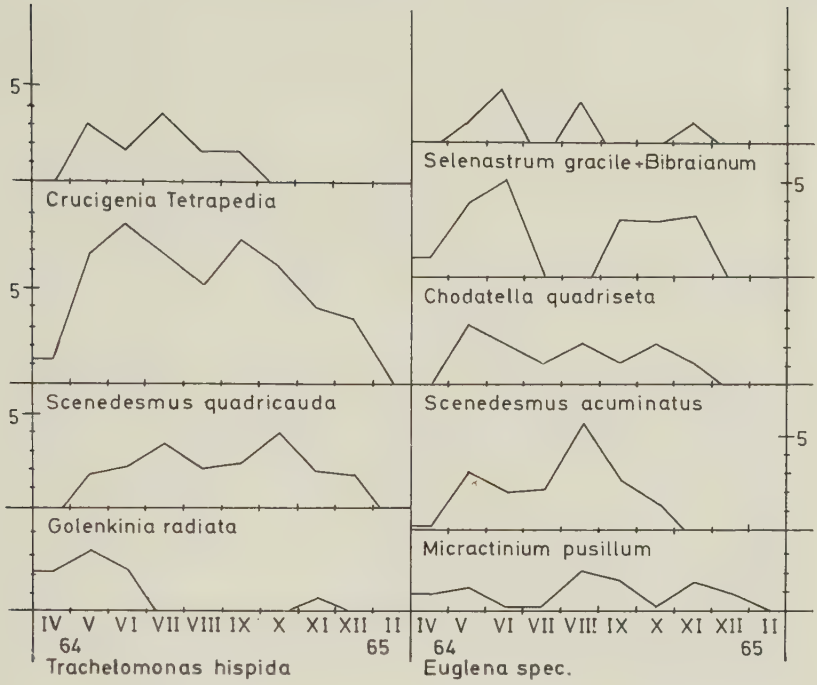


Abb. 30. Verteilung der aufgeführten Organismen der Blanken Helle im Jahre 1964/65.

lung im Juli auf (Abb. 30). *Kirchneriella lunaris* zeigte sich in den Planktonproben von Juni 1964 bis November mit höheren Individuenzahlen im Juli und August (Abb. 31). In allen drei Jahren kamen *Selenastrum Bibraianum* (Abb. 30) und *Dictyosphaerium Ehrenbergianum* mehr oder weniger häufig vor. Beide waren besonders im Juni 1964 recht häufig. *Ankistrodesmus falcatus* traf man ziemlich regelmäßig in den Proben an (Abb. 31), daneben gelegentlich *Ankistrodesmus braunii* und *A. longissimus* var. *acicularis*. *Micractinium pusillum* mischte sich von Ende 1964 bis Oktober und *Golenkinia radiata* von Ende April 1964 bis Dezember unter das Plankton.

Beträchtliche Zahlen konnte *Coelastrum microporum erreichen*. 1964 trat sie erstmalig Ende April in den Proben auf, erreichte Anfang Juli ihr Maximum und verschwand im Oktober. In den beiden folgenden Jahren wurde sie nicht beobachtet. Regelmäßig ließen sich auch *Staurastrum gracile* und *Selenastrum Bibraianum* im Plankton von März bis Dezember feststellen.

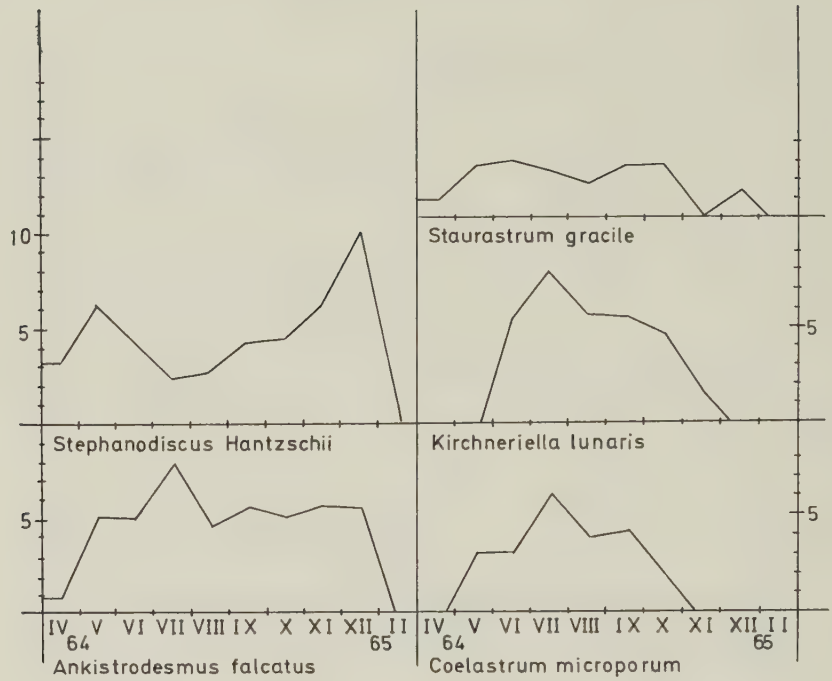


Abb. 31. Verteilung der aufgeführten Organismen der Blanken Helle im Jahre 1964/65.

Die Diatomeen (Abb. 26) in der Blanken Helle waren sehr zahlreich, und eine Schlammprobe vom Juli 1964 wies *Stephanodiscus Hantschii, Cyclotella Menighiniana, Gomphonema olivaceum, G. acuminatum, Synedra ulna, S. affinis, Nitzschia acicularis, N. amphibia, N. denticulata, Amphora ovalis, A.* spec., *Achnanthes lanceolata, Cocconeis placentula, C. pediculus, Asterionella formosa, Navicula digetoradiata, N. cari, Epitemia cebra* und *E. sorex* auf. Massenentfaltungen machten *Stephanodiscus Hantschii* im März und April 1964 und Dezember (Abb. 31), *Cyclotella chaetoceros* im April und Mai 1964 sowie *Nitzschia acicularis* und *Cyclotella* im November 1964 durch.

1965 waren die Diatomeen im ganzen seltener in den Proben vertreten, während 1966 *Synedra ulna* und *S. offinis* neben *Asterionella* häufig waren.

Die übrigen Jahre wiesen die gleichen Aspekte auf, so daß hier ein erstaunlich stabiles Gewässer vorlag.

Die Blanke Helle zeigte ein Plankton, das charakterisiert war durch eine *Microcystis*-Wasserblüte, der aber besonders Protococcalen bei-

gemischt waren, wie *Scenedesmus, Ankistrodesmus, Micractinium,* aber auch andere Cynanophyceen, wie *Anabaena spiroides, Merismopedia* und gelegentlich *Aphanizomenon flos-aquae.* Im Frühjahr zeigten *Stephanodiscus Hantzschii* und im Laufe des Jahres besonders *Nitzschia acicularis* Massenentfaltungen. Das Zooplankton wies Cyclopiden, häufig allerdings nur Bosminen und Rotatorien auf.

Vergleicht man die Artenliste mit der Literatur, so finden sich bei Weimann (1942) beinahe identische Angaben der Artenzusammensetzung bei dem von ihm wegen der oft vorherrschenden Scenedesmen benannten Scenedesmus-Teich. Sein Phytoplankton besteht aus Protococcalen (besonders *Scenedesmus, Ankistrodesmus, Pediastrum, Aktinastrum*), aber auch Frühjahrsmassenentfaltungen von *Stephanodiscus Hantzschii* und Beimischungen von *Aphanizomenon flos-aquae, Anabaena spiroides* und *Microcystis,* die zeitweise eine dicke Brühe bilden kann. Das Zooplankton enthält Cyclopiden, aber keine Daphnien. Nach Weimann entsteht dieser polytrophe Teichtyp durch künstliche Düngung oder durch Zufuhr mineralisierter, also stark gereinigter Abwässer.

Die Blanke Helle wurde weder künstlich gedüngt noch erhielt sie Abwässer. Als verunreinigender Faktor könnten hier die stets vorhandenen Stockenten und gelegentlich auch Lachmöven gelten, obwohl eine Fütterung direkt in das Wasser nicht möglich war. Eine Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch den Entenkot war bei diesem Gewässer in geringem Maße möglich; da die Kotmenge einer Ente zwischen 140 und 280 g/Tag beträgt (Schacht/Juhre, 1953), fand eine deutliche Zufuhr leicht zu mineralisierender Stoffe statt. Ebenso konnte das zufließende Wasser aus dem Kinderplanschbecken organisches Material mitbringen, wie auch sicherlich der hohe Anfall von eigenem Pflanzenmaterial und etwas Laub verunreinigend wirkten. Das Regenwasser aber, das hier einfloß, stammte aus einem Park und konnte keine allzu großen Schmutzmengen mitbringen. Da eine Zufuhr von Abwasser nicht vorhanden war, kann der starke Nährstoffgehalt (siehe später) nur das Ergebnis einer jahrelangen, allmählichen Ansammlung von organischen Material aus der Umgebung sein.

Der Sauerstoffgehalt war in diesem Gewässer bei allen Stichproben sehr hoch und hatte im März 20 mg/l (153 % der Sättigungskonzentration) und im Juli einen Sauerstoffwert von 20,6 mg/l (236 % der Sättigung), und zwar bereits morgens, also ein Zeichen für den stark autotrophen Charakter. Die hohe Planktondichte wies auf ein gutes Nährstoffangebot hin, und trotzdem waren die gefundenen Werte noch recht hoch. Der PO_4^{3-}-Gehalt mit 0,115 mg/l und der NO_3^--Gehalt mit 1,6 mg/l wiesen einen Überschuß aus; denn gerade Blaualgen sind für starken NO_3^--Bedarf bekannt. Dagegen lag für das freie CO_2 ein minimaler Wert von 0,8 mg/l vor, und es schien durch das Phytoplankton so stark ge-

nutzt zu werden, daß es wahrscheinlich den Minimumfaktor darstellte. Auch der SBV mit 1,76 mval/l war zur Zeit der Wasserblüte niedriger als nach deren Abklingen mit 3,3 mval/l. Der pH-Wert schwankte demnach zwischen 7 und 8,3. Die Nährstoffe aus zerfallenen Organismen wurden zum Teil direkt wieder verbraucht; trotzdem war der Überschuß beträchtlich. Der Teich besaß ein sehr günstiges Redoxpotential, obwohl der Kaliumpermanganat-Verbrauch mit 47 mg/l und die Zehrung nach 48 Stunden mit 12,6 mg/l recht hoch waren. Die hohe Sauerstoffproduktion der Algen ermöglichte stets aerobe Verhältnisse; denn auch im Winter lebten hier Fische, so daß genügend Sauerstoff unter dem Eis vorhanden sein mußte. Welche Verhältnisse direkt über dem Schlamm, besonders in der Mitte des Gewässers, herrschten, bleibt ungeklärt.

Der Scenedesmus-Teich Weimanns ist gekennzeichnet durch eine große Astabilität des Sauerstoffhaushaltes, der stark durch die lichtabschirmende Wirkung der Algen beeinflußt wird. „Bei starker *Microcystis-Anabaena*-Entfaltung können die Teiche sogar bis zum Grunde übersättigt sein; sobald aber *Anabaena* verschwindet und am Grunde verfault, werden die Sauerstoffverhältnisse schon wesentlich kritischer. Übermäßige Entwicklung von *Anabaena* und *Microcystis* scheint überhaupt sehr gefährlich. Mit ihr waren die schlimmsten Fälle der Schwankungen von höchster Übersättigung bis zu dem für den Fisch tödlichen Sauerstoffschwund zur Zeit der nächtlichen Homothermie verbunden" (Weimann, 1942). Ist die Schlammbildung stark, können die anaeroben Zonen bis nahe an die Oberfläche im Extremfall reichen, da die Algen wegen der mangelnden Belichtung die Zehrungsprozesse kaum ausgleichen können, was bei nächtlicher Vollzirkulation zu starker Sauerstoffabnahme führen kann (Weimann, 1942).

Solche Vorgänge starker Sauerstoffabnahme oder sogar Fischsterben wurden nicht beobachtet, und es scheint alles darauf hinzudeuten, daß die anaeroben Zonen über dem Schlamm nicht sehr ausgedehnt waren und die Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons voll ausreichte.

Die Blanke Helle gehört damit zu den sauerstoffreichen Teichen, bei denen Stickstoffverbindungen bis zum NO_3^- oxydiert werden. Sie hat ein so großes Angebot an Nährstoffen — besonders Phosphat und auch noch Nitrat —, die nicht voll ausgenutzt werden können, da das CO_2 ins Minimum gerät, und die Algen das Licht abschirmen.

7. Der Friedhofsteich

Der Friedhofsteich wies ein charakteristisches Plankton auf, so daß man ihn als „Wasserflohteich" bezeichnen könnte. Tatsächlich stellten die Crustaceen einen großen Anteil der Biomasse. Im Sommer konnte man bei günstigem Licht die dichten Schwärme der Daphnien erkennen,

Abb. 32. Verteilung der systematischen Gruppen des Friedhofsteiches im Jahre 1964/65.

und gelegentlich war es gerade noch möglich, sie in einem Planktonröhrchen unterzubringen.

Verfolgte man die Crustaceenentwicklung, so fand man im Frühjahr aller drei Jahre Cyclopiden, Diaptomus-Arten und Nauplien. Die Copepoden (Abb. 32) wiesen im Frühjahr 1964 ein Maximum auf, nahmen dann an Zahl zum Juni hin ab und stiegen zum Juli in ihrer Zahl wieder an, um dann wieder zurückzugehen. In dem Maße, in dem diese Formen abnahmen, stiegen *Daphnia pulex* (Abb. 33) und *Ceriodaphnia reticulata* in ihrer Zahl an. Ihr Maximum lag 1964 Ende Juli, 1965 im Juni und 1966 Mitte Mai. Im August ging ihre Zahl langsam zurück, bis sie im Januar nicht mehr nachweisbar waren. Sie machten dafür wieder Cyclopiden- und *Diaptomus*-Arten Platz, wobei 1964 *Diaptomus* im Herbst stärker hervortrat als im Frühjahr. Diese Verhältnisse kehrten im großen und ganzen 1965 und 1966 wieder. 1965 blieb von Juli bis November und 1966 von Juni bis Ende August die Zahl der Copepoden niedrig. Das Maximum der Daphnienentwicklung erstreckte sich 1965 von Juni bis Juli und allmählich bis November zurückgehend, 1966

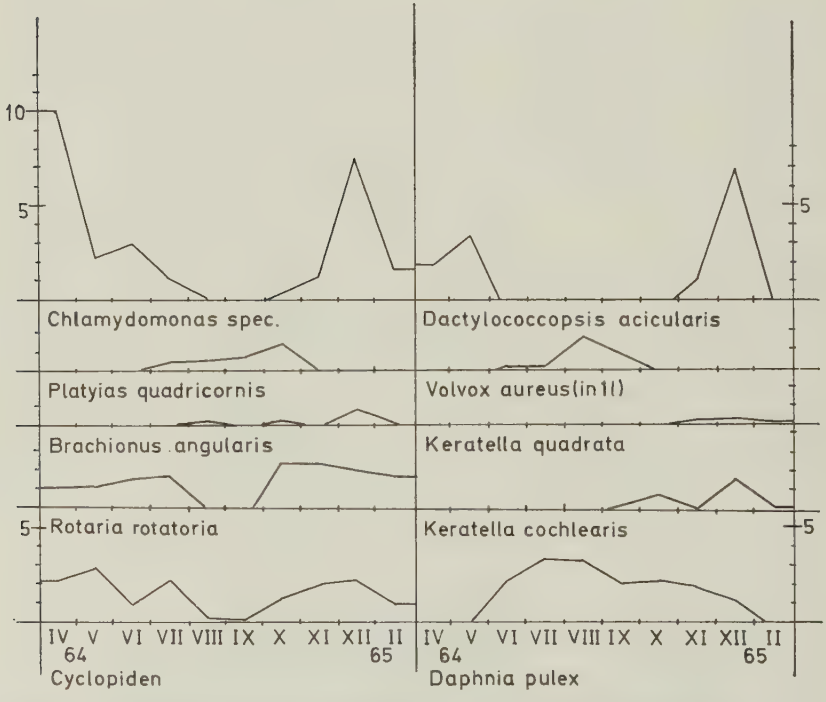


Abb. 33. Verteilung der aufgeführten Organismen des Friedhofsteiches im Jahre 1964/65.

von Mitte Mai bis Oktober. Ganz selten mischten sich auch *Bosmina longirostris* und *Chydorus sphäricus* dazu.

Ostracoden traten in den Proben nur im Mai und Oktober 1966 vereinzelt bis häufig hervor.

Die Rotatorien (Abb. 32) kamen selten in größerer Zahl vor und zeigten sich wenig individuenreich. Bdelloidea — unter anderem auch *Rotaria* — stellten sich regelmäßig in den Herbst-, Winter- und Frühjahrs-Proben ein. Im Herbst und Winter 1964 ließen sich gelegentlich *Keratella quadrata* und häufiger *K. cochlearis*, besonders im November und Dezember 1964, nachweisen (Abb. 33). Häufig zeigte sich nur *Platyias quadricornis* im Sommer und Frühherbst besonders 1964 (Abb. 33). Alle anderen Rotatorien stellten Einzelfunde dar. So war auch die Gesamtzahl der Rotatorien ohne nennenswerte Entwicklung, und nur im Oktober 1964 konnte eine etwas stärkere Zunahme beobachtet werden. Es scheint, als ob die Daphnien die Rotatorien in Grenzen bzw. ihre reiche Entfaltung hemmten, denn die, allerdings mäßige, Zunahme stellte sich gleichzeitig mit dem Rückgang der Daphnien ein.

Ciliaten (Abb. 32) mischten sich in geringerer Menge unter das Plankton, waren aber nur selten bestimmbar, so daß nur *Coleps* spec., *Carchesium* spec. und *Halteria* spec. festgestellt werden konnten.

Auffallend war das häufige Vorkommen von *Difflugia*-Arten, besonders im Juli und August 1964 und 1966 und im Oktober 1966. 1966 war es *Difflugia pyriformis*.

Dem Zooplankton stand ein äußerst dürftiges Phytoplankton gegenüber (Abb. 32). Massenhaft konnten sich nur einige Arten entwickeln. Von den Cyanophyceen waren es fädige Blaualgen, besonders *Lyngbya Birgei* (der Breite nach und den sonstigen Merkmalen; die Zellänge dagegen paßt besser auf *Lyngbya Hironymusii* mit 2,5 bis 4 μ), die in der Kurve auf 1 l bezogen wird, damit ihre Bedeutung als Planktont auffällt (Abb. 34). Diese Form trat im Juli 1964 erstmals hervor und erreichte, allmählich häufiger werdend, im Oktober 1964 ein Maximum. 1965 ließ sie sich bereits im April massenhaft nachweisen, nahm dann über den Sommer ab, um im September und Oktober wieder anzusteigen. 1966 lag das Maximum im Mai, während von Juli bis November ein Nachweis nicht möglich war. Daneben traten in geringer Zahl Oscillatorien auf. *Dactylococcopsis acicularis* (Abb. 33) zeigte sich bis Mai und wieder von November bis zum Januar. In den dazwischenliegenden Monaten fehlte diese Art und war 1965 im ganzen seltener. Von April bis Anfang Mai 1964 und im Winter und Frühjahr der folgenden Jahre beherrschten in größerer Zahl *Synechocystis* (eventuell S. aquatilis) (Abb. 34) und eine *Aphanocapsa*-Art das Plankton. Im April - Mai wandelte sich die Cyanophyceen-Zusammensetzung. Neben *Synechocystis*

stand nun *Chroococcus limneticus*, die aber zum Juni hin beide ihre Bedeutung verloren. Im November traten dann wieder *Aphanocapsa* spec. und eine sehr kleine, *anabaena*-ähnliche Form hervor.

Das Diatomeenplankton (Abb. 32) erzielte 1964 im April, Mai und Juni größere, im Rest des Jahres nur gelegentlich höhere Werte. In einer Schlammprobe vom Juli 1964 konnten folgende Arten der Häufigkeit nach festgestellt werden: *Stauroneis anceps, Gomphonema lanceolatum, Navicula pupula, N. radiosa, Achnanthes* spec., *A. lanceolata, Pinnularia interrupta, Eunotia lunaris, Hantzschia* spec., *Cyclotella Meneghiniana* und *Nitzschia amphibia*. Alle drei Jahre zeigten besonders die *Navicula*-Arten ein Maximum im Juni, das über den Juli abflaute und im August und September nur 1964 und 1965 noch einmal anstieg. Als Einzelfunde fanden sich *Pinnularia mesolepta, Diatoma vulgare, Synedra acus, S. ulna, Amphora ovalis, Asterionella formosa* und *Fragillaria* spec. im Plankton.

Im Frühjahr — besonders zur Wende März - April, aber auch noch Anfang Juni 1964 — beherrschten Chlamydomonaden das Schöpfplank-

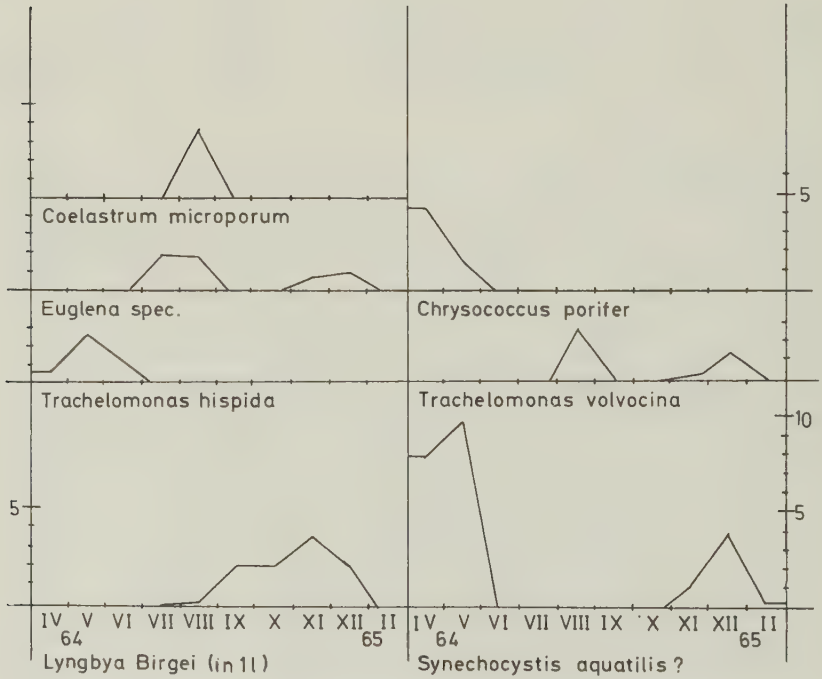


Abb. 34. Verteilung der aufgeführten Organismen des Friedhofsteiches im Jahre 1964/65.

ton. Ihre Zahl ging alsbald stark zurück, und erst im November konnte man wieder ein deutliches Vorkommen nachweisen, das bis Ende Januar 1965 reichte. Im folgenden Frühjahr traten sie nicht deutlich hervor, zeigten dann aber bis zum Ende der Untersuchungszeit etwa den Zustand des Jahres 1964.

Volvox aureus begann die Entwicklung im Juni und ließ sich bis Anfang August 1964 nachweisen. Das Maximum lag dabei im Juli. 1965 fehlte *Volvox*, wies dagegen 1966 im August ein deutliches Vorkommen auf.

Die Protococcalen waren kaum vertreten; nur im August 1964 trat *Coelastrum microporum* relativ häufig auf (Abb. 34) und in wenigen Exemplaren *Scenedesmus quadricauda*. Erstere ließ sich in den folgenden Jahren nicht mehr nachweisen, letztere vereinzelt 1966.

Chrysococcus porifer konnte stets nur im März und April aller drei Jahre beobachtet werden. Euglenaceae hatten regelmäßig Vertreter im Plankton, die im Juli/August 1964 etwas häufiger waren. Die bestimmenden Arten wechselten; in der Hauptsache waren es *Trachelomonas volvocina, T. hispida, Euglena viridis* (?) und *E. acus* (?). *Trachelomonas hispida* (Abb. 34) zeigte sich besonders im Mai und Juni und *Trachelomonas volvocina* im August, November und Dezember 1964, im März, April, Oktober und November 1965 und 1966; dabei trat *T. hispida* im Frühjahr deutlicher hervor. Die *Euglena*-Arten hatten ihr Maximum meist im Frühjahr und Winter, traten aber gelegentlich im Sommer hervor, wie z. B. 1964. Die Mengen von *Euglena acus* (?) ließen sich nur im Winter 1965 und Frühjahr 1966 als erheblich bezeichnen.

Spirogyra spec., *Mougeotia* spec. und *Tribonema minus* bildeten vereinzelte Vorkommen im Plankton. *Spirogyra* war nur im Juni 1965 häufig und im Juli 1966 massenhaft, *Tribonema minus* im April 1965 und Mai 1966 häufig vertreten.

Auffallend war der starke Rückgang des Phytoplanktons in den Monaten August, September und Oktober, so daß z. B. Anfang Oktober 1964 nur ganz wenige Diatomeen und sehr selten Chlamydomonaden nachweisbar waren. Ab Mai fehlten die kleinen Blaualgen, die erst zum Dezember wieder höhere Werte erreichten.

Aus dem Vorhergehenden ist zu entnehmen, daß der Friedhofsteich eine extreme Organismenzusammensetzung zeigte, dabei aber in den drei Jahren etwa das gleiche Grundverhalten beibehielt. So waren im Zooplankton im Frühjahr, Herbst und Winter stets größere Mengen von Cyclopiden, Copepoditen und einige Rotatorien zu finden. Vom Spätfrühjahr bis in den Oktober wurden stets Daphnien vorherrschend, deren Bedeutung größer war, als es die graphische Darstellung aufweist. Das Frühjahr und der Winter zeigten ein Überwiegen der Autotrophen, ohne daß eigentliche Vegetationsfärbungen erreicht wurden. Im Sommer

ging deren Zahl zurück bis auf *Coelastrum microporum* und *Volvox aureus* die gelegentlich im August 1964 größere Werte neben *Lyngbya Birgei* und einigen Diatomeen erreichten. Der Oktober wies stets das geringste Phytoplankton auf, das sich im November erholte und dann manchmal Massenentfaltung — so im Dezember 1964 aus *Chlamydomonas* spec., *Dactylococcopsis acicularis* und einigen Euglenen, 1965 aus fast nur *Chlamydomonas* spec. und wenigen *Euglena acus* (?), 1966 aus *Trachelomonas volvocina, T. hispida* und *Dactylococcopsis acicularis* bestehend — zeigte. Dabei konnte es zu einem Phytoplankton kommen, das nur aus zwei bis drei Arten zusammengesetzt war.

Die bestimmenden Arten des Winterplanktons waren meist im März noch vorhanden, aber nicht mehr so häufig und oft von anderen Arten begleitet.

Die Verhältnisse, das heißt der Wechsel vom Vorkommen der Autotrophen zu den Heterotrophen im Frühjahr und umgekehrt im Herbst, konnten einmal sicherlich auf die Filtrierleistung der Daphnien zurückgeführt werden, die das Phytoplankton im Sommer kurzhielten und oft beinahe vernichteten. Diese Zustände wiesen auf ein deutliches *Daphnia*-Klarwasserstadium (Uhlmann, 1965) hin, obwohl die Daphnienzahlen im Vergleich zu den von Uhlmann genannten recht niedrig waren. Doch muß betont werden, daß gerade die Werte der Daphnien starken Zufälligkeiten unterworfen waren und ihre tatsächlichen Zahlen höher lagen. Nach Ziegelmeier (1940) ist das Auftreten von großen Exemplaren ein Zeichen starker Eutrophierung.

Da aber auch das Phytoplankton oft äußerst einseitig war und nie größere Artenzahlen, dafür aber gelegentlich größere Individuenwerte erreicht wurden, mußte auf ziemlich einseitige Umweltbedingungen geschlossen werden, und nur wenige Arten bewirkten den Stoffumsatz im Teich.

Äußerlich ließ sich der Teich als stark beschatteter Fallaubtümpel bezeichnen, der Erlen-, Birken- und Weidenlaub und viel Futter für einige Enten erhielt. Die Beschattung und das Laub schienen diesen Teich zu prägen. Das Laub, das den Boden des Teiches dicht bedeckte, erzeugte Verhältnisse, die weitgehend die Organismenzusammensetzung bestimmten. So war der Gehalt an NH_4^+ mit 5 mg/l nicht gerade niedrig, und die dagegenstehenden Gehalte an NO_2^- von 0,31 mg/l und NO_3^- von 0,65 mg/l ließen starke sauerstoffzehrende Vorgänge im Schlamm vermuten, da eine Oxydation des Ammoniums wahrscheinlich nicht stattfand. Andere Untersuchungen an Fallaubtümpeln zeigen fast polysaprobe Verhältnisse, wenn man von der Organismenzusammensetzung ausgeht, und ein Auftreten von H_2S und NH_4^+ (Wetzel, 1928). Außerdem betont Uhlmann (1966), daß in nicht abwasser-beeinflußten Auwald-

tümpeln die starke Belastung an Fallaub zu einem völligen O_2-Schwund führt, zumindest unter der Eisdecke.

Der Sauerstoffwert des Friedhofsteiches wies bei einer Stichprobe im Frühjahr noch 6,9 mg/l (54 % der Sättigungskonzentration) auf, da zu dieser Zeit beträchtliche Mengen kleinster Blaualgen, eine größere Menge Chlamydomonaden das Wasser bevölkerten und die Beschattung noch gering war. Diese kleinen Phytoplankter verschwanden im Sommer, als die Daphnien sich entwickelten. Zu dieser Zeit im Juli lag der Sauerstoffgehalt an der Oberfläche mit 2,2 mg/l (25 % der Sättigungskonzentration) recht niedrig, dafür aber der Gehalt an freiem CO_2 mit 15,1 mg/l hoch. Da es sich im Sommer um ein *Daphnia*-Klarwasserstadium handelte und kaum die wenigen Phytoplankter die Sauerstoffbilanz verbessern konnten, lag die Annahme nahe, gestützt auf Untersuchungen von Uhlmann (1960), daß hier die Daphnien in Konkurrenz zu den großen sauerstoffzehrenden Vorgängen traten, aber durch ihre Filtrationsleistung als „Mikro-Belüftungsaggregat" (Uhlmann, 1967) und durch die erzeugte Turbulenz ein Minimum an Sauerstoff im gesamten Wasserkörper erhielten und so ein Umschlagen in Fäulnis verhindern konnten.

Die hohe Belastung an organischem Material wiesen der hohe Kaliumpermanganat-Verbrauch von 59,4 mg/l und auch die Zehrung von mehr als 5,6 mg/l aus. Die geringen Sauerstoffspannungen setzten für die Aufarbeitung organischer Stoffe Grenzen. Es fielen — wie oben schon erwähnt — der hohe Gehalt an NH_4^+ und die sehr niedrigen NO_2^-- und NO_3^--Werte auf. Dagegen wies der hohe Gehalt an freier Kohlensäure von 15,1 mg/l auf den eindeutig heterotrophen Charakter des Gewässers im Sommer hin. Der Abbau der organischen Verbindungen ging unter diesen Bedingungen nur bis zum NH_4, und der Sauerstoffmangel verhinderte eine Nitrifikation. Im Gegenteil schien eingeschwemmtes NO_3^- als Sauerstofflieferant im Schlammbereich verwertet zu werden. Der Gehalt an PO_4^{3-} mit 1,36 mg/l zeigte sich im Juli sehr hoch, und es war anzunehmen, daß bei den anaeroben Bedingungen aus dem Schlamm Phosphat ins freie Wasser abgegeben und dort wegen des herrschenden Klarwasserstadiums, ebenso wie die übrigen Nährstoffe und das freie CO_2, nicht genutzt werden konnten. Auch der SBV mit 2,83 mval/l lag hoch und bewirkte einen stabilen, um 7 liegenden pH-Wert. Das Nährstoffangebot könnte an sich die Basis starker Vegetationsfärbungen sein, die sich aber eigenartigerweise auch nach Rückgang der Daphnien nur sehr zögernd ausbildeten.

In der Bedeutung nicht zu vergessen war die geringe Tiefe des Gewässers und damit das günstige Oberflächen-Volumen-Verhältnis. Es konnten sich keine langanhaltenden Schichtungen ausbilden, die zu einer größeren Ansammlung von Fäulnisgiften geführt hätten und dann

bei einer Vollzirkulation dem übrigen Wasser den Sauerstoff für längere Zeit entzogen und somit Fäulnis im gesamten Wasserkörper ausgelöst hätten.

Bei starkem Regen schien das von den Friedhofswegen einströmende Wasser erhebliche Umwälzungen im Teich hervorzurufen, Schmutzstoffe mitzubringen und diese im Wasser zu verteilen. Darauf deutete die oft längere Zeit nach stärkeren Regen andauernde, grauweißliche Trübung des Wassers hin. In diesem Zustand zeigt wohl der gesamte Wasserkörper starke Sauerstoffabnahme, ohne daß eine Vernichtung der Daphnien beobachtet wurde. Auch konnte nicht festgestellt werden, ob die Daphnien plötzlich durch ungünstige Bedingungen abstarben und dadurch Fäulnis hervorriefen.

Die Schlammschicht schien den Haupteinfluß auf das Gewässer auszuüben und wohl auch zur Zeit der höchsten Phytoplanktonentwicklung keine hohen Sauerstoffwerte zuzulassen; denn es existierten keine Fische in diesem Gewässer, und einmal im Frühjahr — gerade zur Zeit der Hauptentfaltung der Phytoplankter — eingesetzte Fische starben alsbald an Sauerstoffmangel. Auch waren in den Proben kurz nach der Eisperiode nur *Bdelloidea* enthalten, während die beschalten Rotatorien verschwunden waren. Nach Bick (1960) sind letztere höheren NH_4^+-Mengen und niedriger Sauerstoffspannung nicht gewachsen. Diese Beobachtung stützt die obige Aussage Uhlmanns über die Abnahme des Sauerstoffs unter der Eisdecke.

So erzeugte der Schlamm — durch die einfließenden Regenwässer oft unterstützt — extreme, vereinseitigende Bedingungen für das Plankton, denen nur wenige Arten gewachsen waren.

Diskussion

Wie in der Fragestellung schon angedeutet, wurde am Anfang der Untersuchungen der Vermutung große Bedeutung zugemessen, daß der zunehmende Autoverkehr Öle und Phenole dem abfließenden Straßenregenwasser beimischt, und diese Substanzen Wirkungen auf das Plankton haben würden. Es konnte aber festgestellt werden, daß die am stärksten belasteten Teiche — der Pücklerpfuhl und der Forckenbeckteich — einen äußerst geringen Gehalt an Ölen hatten. Nach der Methode, die Koppe-Kempf (1964) angibt, waren Öle nicht mehr nachweisbar. Der Gehalt mußte als $< 0{,}2$ mg/l betragen haben. Ebenso fiel der Nachweis der Phenole aus. Mit der Arbeitsanleitung aus dem Deutschen Einheitsverfahren (1960) konnten für den Forckenbeckteich 0,035 mg/l und für den Dreipfuhl 0,03 mg/l festgestellt werden.

Diese Werte waren äußerst gering und bewegten sich weit unter den allgemeinen Schätzungen. Konzentrationen dieser Größenordnung

haben höchstwahrscheinlich keinen Einfluß auf die meisten Planktonorganismen; denn alle bisher durchgeführten Laborversuche mit reinen Phenolen zeigten bedeutend höhere Konzentrationen auf, ehe die Untersuchungsobjekte geschädigt oder getötet wurden. Für *Daphnia* waren 94 mg, für *Cyclops* 10 mg Phenol tödlich; Flagellaten vertrugen 500 mg, *Paramaecium, Antophysa* 200 mg und *Vorticella microstoma* 100 mg. Allerdings handelte es sich bei den verwendeten Untersuchungsobjekten um sehr stabile Formen (Liebmann, 1958). Da eine Weiterarbeit in dieser Richtung, das heißt eine Feststellung der Einwirkung dieser Stoffe auf die Organismen, nicht viel versprach und da auch die arbeitstechnischen Möglichkeiten für weitere chemische Untersuchungen nicht bestanden, wurde im folgenden auf die biologische Tatsachenfeststellungen der Hauptwert gelegt und nur die den technischen Möglichkeiten entsprechenden chemischen Untersuchungen in Stichproben durchgeführt.

Durch den Vergleich der Teiche ließ sich folgendes feststellen: Notiert man sie in der Reihenfolge der Einseitigkeit und Artenarmut des Planktons, insbesondere im Sommer, so standen von den Becken, die Regenwasser von der Straße erhielten, der Pücklerpfuhl, der Forckenbeckteich und der Lindauer Teich am Anfang. Nach ihnen folgten mit Abstand der Dreipfuhl und das Wiesenbecken. Die ersten drei wiesen im Sommer stark heterotrophe Aspekte auf. Der Dreipfuhl hatte zwar deutlich heterotrophe Anteile, doch waren sie während der Untersuchungszeit nicht fähig, die Autotrophen zu überflügeln und zu unterdrücken. Der jüngste und wohl auch „sauberste" Teich — das Wiesenbecken — hatte stets autotrophe Aspekte. Erwähnt werden muß in diesem Zusammenhang der fehlende bis sehr geringe Bewuchs an höheren Pflanzen des Pücklerpfuhls, Forckenbeckteichs und Wiesenbeckens und der starke Bewuchs des Dreipfuhls und besonders des Lindauer Teiches.

Die oben angegebene Reihenfolge der Teiche entsprach auch der Belastung mit Straßenregenwasser. Der Pücklerpfuhl und der Forckenbeckteich erhielten den größten Anteil, es folgen dann die drei anderen mit etwa der gleichen Regenwasserbelastung (s. S. 206). Zudem erhielt aber das Wiesenbecken Wasser von weniger befahrenen Straßen im Vergleich zum Dreipfuhl und zum Lindauer Teich. Beim letzten war aber die Eigenmenge so gering, daß das jeweils einfließende Regenwasser stärker einwirken mußte, als zum Beispiel in dem mit großer Eigenwassermenge ausgestatteten Dreipfuhl.

Es zeigte sich, daß gewisse Beziehungen zwischen den vorherrschenden Aspekten, dem Zustand des Gewässers und dem zufließenden Regenwasser bestanden.

Beim Pücklerpfuhl trat im Sommer ein „*Daphnia*-Klarwasserstadium" auf, das durch laufendes Abfangen der Daphnien von seiten des Menschen gemildert wurde, so daß dem Teich stets ein erheblicher Teil der

Biomasse entzogen wurde. Die Daphnien konnten sich so nicht selbst zum Verhängnis werden und durch plötzliches Absterben Fäulnis hervorrufen. Diese Organismen sind als Filtrierer auf im Wasser suspendierte organische Nahrung angewiesen. Sie filtrieren die im Wasser vorhandenen kleinen Phytoplankter heraus, die im Sommer nur gelegentlich und dann nur in der Oberflächenprobe mit *Ankistrodesmus* häufiger werden konnten (z. B. im August 1964, Abb. 11). Bezieht man deren Menge aus der 20-l-Probe, so war ihr Anteil etwas geringer. Daneben werden aber besonders Bakterien eine wichtige Nahrungsquelle darstellen; denn gelegentlich war ihr Anteil in den Proben deutlich. Das Straßenregenwasser schwemmte sicherlich große Bakterienmengen und Trübungsstoffe hinein, was auch Uhlmann (1966) für zwei Teiche mit Regenwasserüberlauf angibt. Natürlich fanden sich auch im Bereich des Schlammwasserkontakts erhebliche Bakterienmassen. Diese Feststellungen werden durch die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen (s. S. 308) gestützt, die die dissimilatorischen Abläufe unterstreichen. Da der Pücklerpfuhl auf sehr armem Sandboden liegt, wenig Laub und überschüssiges Entenfutter erhält, und er kaum Enten beherbergt, mußte das Material für diese Vorgänge hauptsächlich mit dem Straßenregenwasser eingeschwemmt worden sein.

Im Forckenbeckteich boten sich ähnliche Verhältnisse, nur schienen die Heterotrophen nicht diese sichere Stellung zu haben; so traten doch gelegentlich größere Mengen an Autotrophen auf, die aber das Feld nicht eindeutig und lange beherrschen konnten (Abb. 12). Die Stellung der Heterotrophen wurde aber gestärkt durch das sehr häufig durchfließende Wasser (vgl. S. 309), da ein starker zusätzlicher Zufluß an Kühlwasser bestand; denn häufiger Wasserdurchsatz fördert die heterotrophen Aspekte (Uhlmann, 1967). Die Wirkungen des Straßenschmutzes wurden durch die Verdünnung mit diesem guten Wasser herabgesetzt. Auch hier bekräftigen die chemischen Stichproben diese Überlegungen (vgl. S. 314).

Im Lindauer Teich wirkten die *Lemna*-Decke und damit eine gewisse Lichtabschirmung und die große Menge von Laub und eigenem Pflanzenmaterial günstig für die Heterotrophen und das Überwiegen der Dissimilation, was mit großer Deutlichkeit aus den chemischen Werten abzulesen war (vgl. S. 314).

Beim Dreipfuhl kamen neben dem einfließenden Regenwasser noch eine Reihe anderer Faktoren zur Wirkung. So lebten viele Enten auf dem Gewässer, und besonders an Wochenenden war es den Tieren nicht möglich, das in das Wasser geworfene Futter — hauptsächlich Brot — aufzufressen, so daß erhebliche Mengen zurückblieben; andererseits kamen täglich ca. 240 m^3 guten Wassers hinein. Außerdem war dieser Teich der tiefste aller untersuchten mit ganz erheblichen Ablagerungen blau-

schwarzen Schlammes, der unter anderem meist *Herpobdella* beherbergte. Gerade am Zufluß war diese Schlammschicht recht stark und oft von ölähnlichem Aussehen. Im Dreipfuhl lebten meist genügend Autotrophe, um zumindest im Bereich der Oberfläche einen genügenden Sauerstoffgehalt zu schaffen, doch standen ihnen — wie die chemischen Werte beweisen — heftige sauerstoffzehrende Vorgänge gegenüber.

Im Gegensatz dazu ließen sich die Wirkungen des Regenwassers auf das Wiesenbecken erst in den Anfängen erkennen; denn als neugeschaffenes Rückhaltebecken war es erst schwach eutroph, und die autotrophen Arten beherrschten das Feld, so daß stets eindeutige aerobe Verhältnisse vorlagen (s. S. 322).

Bis auf den Lindauer Teich in den vorher geschilderten Fällen wurde nie typische Fäulnis, die das ganze Wasser ergriff, beobachtet. Es war sicherlich die geringe Tiefe dieser Flachgewässer ein entscheidender Faktor des Sauerstoffhaushaltes. Dieser Tatsache hat Uhlmann seine Aufmerksamkeit gewidmet. Es kann so bei günstigem Verhältnis von Oberfläche zum Volumen der Nachschub von Luftsauerstoff wie auch die Sauerstoffproduktion den gesamten Wasserkörper erfassen. „Bei besonders günstigen Lichtverhältnissen wird der Schlamm zum Wirkungsbereich sauerstoffproduzierender Organismen" (Uhlmann, 1965). In den von Uhlmann untersuchten Gewässern ist der atmosphärische Sauerstoff nicht in der Lage, das Sauerstofflösungsgleichgewicht zu erhalten; denn der Eintrag von Sauerstoff in stehende Gewässer ist gering. Nach Ihmhoff (1958) beträgt die Sauerstoffaufnahme in einem kleinen Teich von 1 m Tiefe bei 40 % Sättigungsgrad nur etwa 0,9 g/m³/Tag. Genauso hat aber der Schlamm einen starken Einfluß auf die geringe Wasserschicht. So war in den hier untersuchten Gewässern der Sauerstoffhaushalt besonders durch die Wirkung des ein- und durchfließenden Wassers in sehr starkem Maße durch die Vorgänge im Schlamm und durch die Organismen bestimmt.

Für die stark belasteten Gewässer war der Gehalt an sauerstoffzehrenden Substanzen charakteristisch. So ließ die Sommer-Sauerstoffprobe die gleiche Reihenfolge der Teiche erkennen, die aus der Einseitigkeit des Planktons entstanden war. Die für die Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden nach einem stärkeren Regen am Vortage ermittelten Werte zeigten ebenfalls den Forckenbeckteich und den Pücklerpfuhl vorn, allerdings auch das Wiesenbecken. Letzteres hatte einen enorm hohen NO_3^--Gehalt, der durch Abschwemmung aus dem damals noch zum Teil landwirtschaftlich und besonders durch Kleingärten genutzten Gelände herrühren könnte; denn nach Ausführungen von Ambühl (1966) wird NO_3-N sehr stark ausgeschwemmt — viel stärker als Phosphor — und führt zu NO_3-N-Anreicherung in unseren Gewässern.

In den übrigen Gewässern fand eine Anreicherung von Nährstoffen während des Winters statt, die oft Massenentfaltungen des Phytoplanktons im Frühjahr begünstigten.

So weisen diese Angaben darauf hin, daß die aus dem Einzugsgebiet vom Straßenregenwasser eingeschwemmten Substanzen große sauerstoffzehrende Wirkung hatten und so die Gewässer stark belasteten. Nicht zu verkennen war aber auch die Wirkung, die von der Stärke der Niederschläge abhing. Geringer, auch über längere Zeit dauernder Regen, der die Monatsniederschlagsbilanz stark erhöhen kann, transportierte lange nicht so viel Schmutzstoffe hinein wie starke plötzliche Regen, die in den Gewässern — besonders beim Pücklerpfuhl und beim Forckenbeckteich — starke Trübung hervorriefen. Das ist an sich leicht verständlich; denn das in den Röhrensystemen abgelagerte Material wurde dann mit hinausgeschwemmt; auch rissen die Starkregen fast alles bewegliche, auf den Straßen abgelagerte Material mit. Außerdem konnte das vor dem Pücklerpfuhl vorgeschaltete Absetzbecken dann auch seiner Aufgabe — nämlich Beruhigung des Wassers — kaum gerecht werden; inwieweit vorgeschaltete Kies- und Sandfilter die feinen Schmutzstoffe zurückhalten, bleibt fraglich. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang auch, daß durch unterschiedliche Temperatur des einfließenden Wassers zum Teichwasser Unter- bzw. Überschichtungen entstehen können.

Die in das freie Wasser gewirbelten Schmutzstoffe bewirkten wahrscheinlich eine starke Sauerstoffabnahme, die nur in den autotrophen Gewässern bald rückgängig gemacht wurde. Wie die starke Sauerstoffzehrung erkennen läßt, waren die eingeschwemmten organischen Substanzen offensichtlich leicht zu mineralisierende Stoffe; denn Zehrungen nach 48 Stunden von 10,6 mg/l waren recht beachtlich.

Daß Faulverhalten (bis auf den Lindauer Teich) nicht beobachtet wurde, hängt vermutlich im wesentlichen mit der geringen Tiefe der Gewässer zusammen, da sich selten Schichtungen ausbilden konnten, die eine starke Ansammlung von Fäulnisgiften bewirken würden und die dann bei plötzlichen Umschichtungen durch ungünstige Bedingungen, wie Temperaturwechsel und starker Regenzufluß, dem gesamten Wasser den Sauerstoff entziehen und so auch dort Fäulnis erzeugen würden.

Ein großes und tiefes, seenartiges Gewässer (Schäfersee in Berlin-Reinickendorf), das aus einem großen Gebiet Niederschläge, zum Teil aber auch Abwasser erhielt, „kippte um", nachdem hier die jahrelangen Schlammansammlungen und die über dem Schlamm ausgebildeten Schichtungen bei einer Vollzirkulation das ganze Gewässer in Fäulnis stürzten. Da zwar der Sauerstoffhaushalt der untersuchten Teiche star-

ken Schwankungen unterworfen war, aber nicht große Ansammlungen von Fäulnisgiften entstehen konnten, stellten sich in den meisten dieser Gewässer noch tragbare Verhältnisse ein, allerdings in dem am stärksten belasteten auf der Grundlage einer recht einseitigen Organismenwelt. Die zwei zum Vergleich herangezogenen Teiche, die nicht mit Straßenregenwasser belastet wurden, wiesen, für sich betrachtet, die größten Unterschiede auf. Der Friedhofsteich als stark beschattetes Gewässer mußte mit enormen Laubmassen fertig werden, die durch starke Bakterienfäulnis im Sommer ein *Daphnia*-Klarwasserstadium ermöglichten. Das von den Friedhofswegen zufließende Wasser bewirkte aber auch hier Trübungen und brachte viele Schmutz- und Nährstoffe hinein. Zum Vergleich bietet sich der Pücklerpfuhl an, der ähnliche Verhältnisse zeigte, aber nicht diese Laubmassen aus seiner Umgebung zu verarbeiten hatte, dafür aber das von der Straße eingeschwemmte Material. Deutlich zeigte sich in den Stichproben ein stärkerer Nährstoffreichtum des Friedhofsteiches im Gegensatz zum Pücklerpfuhl, was die Vermutung nahelegt, daß Straßenregenwasser zwar Bakterien, Trübstoffe und organisches Material einschwemmte, aber nicht so nährstoffreiches Material. Auch die anderen Regenwasserteiche wiesen eine Armut an PO_4^{3-} und zum Teil Stickstoffverbindungen auf, obwohl natürlich in den unterschiedlichen Teichtypen verschiedene Mengen im Kreislauf enthalten waren. Außerdem zeigten die Gewässer nur sehr selten Vegetationsfärbungen, und ihre Individuenzahl lag meist niedriger als bei stark saprotrophen Gewässern.

Die Blanke Helle, äußerlich vergleichbar mit dem Dreipfuhl, zeigte sich als autotrophes Gewässer mit einem Nährstoffüberschuß. Ihre hohe Artenzahl ist typisch für Gewässer mit hohen Nährstoffgehalt und fehlender Abwasserbelastung. Kennzeichnend für sie war die große Stabilität in der Organismenzusammensetzung. Der Dreipfuhl dagegen wies Ähnlichkeiten auf, aber stärker heterotropheren Charakter und größere Schwankungen im Sauerstoffhaushalt. Man ist geneigt, die Anklänge der „Unsauberkeit" im Dreipfuhl dem Straßenregenwasser anzulasten.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Reihenfolge der Planktoneinseitigkeit der Stärke der Wasserbelastung mit gewissen Einschränkungen auch der Zehrung, dem Sauerstoffgehalt und dem Gehalt an freien CO_2 der Gewässer im Sommer entspricht, daß aber nicht genügend Nährstoffe eingeschwemmt werden, um eindeutig saprotrophe Verhältnisse mit Nährstoffüberschuß zu erzeugen. Die jeweiligen Verhältnisse in den Teichen scheinen noch einigermaßen stabil, doch ist bei der Größe der Einzugsgebiete zu vermuten, daß durch weitere Ansammlung von Schlamm die Belastung zu groß wird.

Zusammenfassung

1. In der Zeit vom Februar 1964 bis zum November 1966 wurden in Berlin fünf Auffangteiche für Straßenregenwasser von stark verschiedenem Charakter und unterschiedlich großem Einzugsgebiet und zum Vergleich zwei von Straßenregenwasser unbelastete Flachgewässer untersucht.

2. Der Schwerpunkt lag bei der Beobachtung des Planktons, dessen Zusammensetzung für das Jahr 1964 quantitativ und für die folgenden Jahre halbquantitativ festgehalten wurde. Die das jeweilige Gewässer charakterisierenden, in großer Häufigkeit auftretenden Arten sind für das Jahr 1964 graphisch dargestellt. Für dasselbe Jahr zeigt ein Diagramm für jeden Teich die Bedeutung der verschiedenen systematischen Gruppen. Die Zusammensetzung des Planktons der folgenden Jahre ist im Text der des Jahres 1964 gegenübergestellt.

3. Die mit Straßenregenwasser belasteten Flachgewässer wiesen eine gewisse Einseitigkeit des Planktons auf, die bei den am stärksten belasteten am größten war.

4. Bei den stark belasteten Teichen herrschten zur warmen Jahreszeit meist heterotrophe Aspekte vor, aber auch bei den mit Laub und eigenem Pflanzenmaterial belasteten Teichen, die weniger bzw. gar kein Straßenregenwasser erhielten. Das erst kurze Zeit in Betrieb befindliche Gewässer war deutlich autotroph.

5. Die stark belasteten Teiche wiesen im Sommer sehr niedrige O_2- und hohe CO_2-Spannungen auf.

6. Eine Belastung an Ölen und Phenolen konnte nicht nachgewiesen werden. Der Gehalt für Öl lag unter 0,2 mg/l und der für Phenol um 0,3 mg/l.

7. Starke Regen waren wirksamer als geringe und wirkten in den Durchlaufbecken durch Ausschwemmung des Phytoplanktons und im allgemeinen durch Einbringen von O_2-zehrenden Stoffen.

8. Fäulnis, die den gesamten Wasserkörper ergriff und sich durch H_2S-Geruch bemerkbar machte, wurde mit einer Ausnahme nicht beobachtet, da alle Gewässer flach waren und Schichtungen sich nicht ausbilden konnten. Der Schlamm hatte aber auf das Wasser einen starken Einfluß.

9. Die einfließenden Straßenregenwässer bringen organische, O_2-zehrende Substanzen und Trübungsstoffe mit, aber nicht so nährstoffreiches Material, wie es in häuslichen Abwässern enthalten ist. Deshalb zeigten die untersuchten Straßenregenwasser-Auffangbecken kaum Nährstoffüberschuß.

Summary

1. In a period extending from February 1964 to October 1966 five ponds in the area of Berlin were scrutinized. They got their filling from water descending as rain fallen in the streets of Berlin. But the amount which each of them got was extremely different as well as the quality. In addition, in order to draw a parallel we scrutinized two pools which did not get any water coming in from the streets.

2. The main concern was the observation of the plankton, the composition of which was determined quantitatively in 1964. Later on from 1965 to 1966 the composition was determined half-quantitatively only. The species outnumbering other species and those typical for each pond were illustrated by graphic drawings in 1964. Likewise in 1964 a diagram was drawn up revealing for each pond the importance of the different systematic groups. The composition of the plankton of the following years was confronted in the text to that of 1964.

3. The ponds having got the rain fallen in the streets of Berlin disclosed a certain monotony of the plankton. The monotony increased with the amount of rain poured in from the streets. The ponds having got the biggest share showed up the most powerful monotony.

4. The ponds mostly filled up with rushing in from rainfalls in the streets mostly revealed heterotrophical aspects during the warm season. But the ponds having got a small or no share at all of water originating from rainfalls in the streets and loaded with foliage and vegetable life of their own brought about the same result. The pond shaped a short time ago showed a distinct autotrophical character.

5. During summer time the heavily burdened ponds produced very low rates of O_2 and high rates of CO_2.

6. Oil- and phenol-ingredients needed not to be worried about. The ingredients of oil were 0,2 mg/l and those of phenol about 0,3 mg/l.

7. Downpours were more efficient than rainfalls and had swept off the phytoplankton in the ponds having a flowing through and generally brought in material which used up O_2.

8. Decay infecting all the water of a pond indicating by a smell of H_2S could not be observed — with one exception only — because the ponds were flat and an arrangement of layers could not be established. But the mud considerably influenced the water.

9. The water rushing in from rainfalls in the streets brings in organic — O_2-consuming — and turbid material but not material so enriched with nutritive substances as they are in the sewage of the households. Therefore the ponds filled up with water from the rainfalls in the streets hardly indicated a surplus of nutritive substances.

Literaturverzeichnis

Ambühl, H. (1966): Einfluß chemischer Düngung auf stehende Oberflächengewässer — GWF, *107*, 357 - 363.

Beger, H. (1952): Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie — Stuttgart.

Bick, H. und Scholtyseck, E. (1961): Ökologische Untersuchungen an Abwasserteichen — Arch. Hydrobiol. *57*, 196 - 216.

Bick, H. (1958): Die Beeinflußbarkeit der Zellulosezersetzung und der sich entwickelnden Ciliatenfauna durch Zugabe anorganischer Düngemittel zum Versuchswasser — Arch. Mikrobiol. *29*, 311 - 338.

Brauer, A.: Süßwasserfauna Deutschlands — Jena, H. 10 (1901), H. 14 (1912).

Brohmer, P. (1964): Fauna Deutschlands — Heidelberg.

Deutsches Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung — (1960), Weinheim.

Dieffenbach, H. und Sachse, R. (1912): Biologische Untersuchungen an Rädertieren in Teichgewässern — Int. Rev. der ges. Hydrobiol. u. Hydrograph., Biol. Suppl. *3*, 1 - 93.

Fott, B. (1959): Algenkunde — Jena.

Gessner, F. (1932): Schwankungen im Chemismus kleiner Gewässer in Beziehung zur Pflanzenassimilation — Arch. Hydrobiol. *24*, 590 - 602.

Glenk, H. O. (1962): Pflanzliches Plankton — Mikrokosmos *51*, 178 - 181, 207 - 211, 268 - 271, 338 - 342, *52*, 203 - 207.

Grim, J. (1959): Untersuchungen und Versuche über Durchflußphänomene in Talsperren — Gewässer u. Abwässer, H. *24*, 7 - 33.

Huber-Pestalozzi, G.-H.: Die Binnengewässer — Bd. 16, Teil 1 (1938), Teil 2, 1. Hälfte (1942), Teil 3 (1950), Stuttgart.

Imhoff, K. (1958): Taschenbuch der Stadtentwässerung — München.

Koppe, P., Giebler, G., Kempf, H.-Th. (1964): Methode zur Bestimmung von Heiz- und Schmierölen in Wasser und Boden — GWF, *105*, 1039 - 1042, 1093 - 1097.

Kreuzer, R. (1940): Die Besiedlung ostholsteinischer Kleingewässer — Arch. Hydrobiol. Suppl. *10*, 359 - 572.

Lindeman, R. L. (1942): The trophic-Dynamic Aspect of Ecology — Ecology *23*, 399 - 418.

Liebmann, H. (1951 u. 1958): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie — Bd. 1 u. 2, München.

Lohmann, H. (1908): Untersuchungen zur Feststellung des vollständigen Gehalts des Meeres an Plankton, Wiss. Meeresunters. *10*, 131 - 370.

Ohle, W. (1934): Chemische und physikalische Untersuchungen an norddeutschen Seen — Arch. Hydrobiol. *26*, 386 - 464, 584 - 658.

Pascher, A.: Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz — H. 1 (1914), H. 2 (1913), H. 3 (1913), H. 4 (1927), H. 5 (1915), H. 10 (1930), H. 12 (1925).

Ruttner, F. (1962): Grundriß der Limnologie — Berlin.

Schaedel, A. (1917): Produzenten und Konsumenten im Teichplankton, ihre Wechselwirkung und ihre Beziehungen zu den chemischen und physikalischen Milieubedingungen — Arch. Hydrobiol. *11*, 404 - 457, 511 - 564.

Schröder, H. (1937): Quantitative Untersuchungen am Plankton des Stadtparksees — Festschrift zur 100-Jahr-Feier des Naturwiss. Vereins Hamburg, 293 - 306.

Schwoerbel, J. (1966): Methoden der Hydrobiologie — Stuttgart.

Uhlmann, D. (1965): Beitrag zur Limnologie extrem nährstoffreicher Flachgewässer I — Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math.-Nat. R. *14*, 359 - 411.

— (1966): Beitrag zur Limnologie extrem nährstoffreicher Flachgewässer II — Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math.-Nat. R. *15*, 373 - 423.

— (1967): Beitrag zur Limnologie saprotropher Flachgewässer — Arch. Hydrobiol. *63*, 1 - 85.

Voigt, M. (1957): Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas — Berlin.

Volk, R. (1901): Die bei der Hamburger Elbuntersuchung angewendeten Methoden zur quantitativen Ermittlung des Planktons — Mitt. a. d. Naturhist. Mus. Hamburg *18*, 137 - 182.

Weimann, R. (1933): Hydrobiologische und hydrographische Untersuchungen an zwei teichartigen Gewässern — Beih. Bot. CBl, 51.

— (1935): Chemisch-biologische Untersuchungen an einem Teich — Arch. Hydrobiol. *28*, 619 - 658.

— (1938): Planktonuntersuchungen im niederschlesischen Karpfenzuchtgebiet — Z. f. Fischerei *36*, 481 - 524.

— (1942): Zur Gliederung und Dynamik der Flachgewässer — Arch. Hydrobiol. *38*, 179 - 428.

Ziegelmeier, E. (1940): Die qualitative und quantitative Verteilung des Zooplanktons in einigen großen Fischteichen der Bartschniederung mit besonderer Berücksichtigung der Cladoceren und Copepoden — Arch. Hydrobiol. *36*, 495 - 551.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Bernd-Wulfhard Vorpahl
1 Berlin 20
Spandauerstr. 3 a

Lebenslauf

Am 25. Oktober 1939 wurde ich, Bernd-Wulfhard Vorpahl, als Sohn des Angestellten Werner Vorpahl und seiner Ehefrau Ursula Vorpahl, geb. Plaehn, in Berlin geboren. Die ersten zwei Schuljahre besuchte ich die Grundschule in Zernsdorf, Krs. Königs-Wusterhausen, danach die 31. Grundschule in Berlin 61 und wechselte dort 1951 auf die Leibniz-Schule über, an der ich am 11. März 1958 das Abitur bestand.

Im Sommersemester 1958 begann ich mein Zoologie-Studium an der Freien Universität zu Berlin. Meine Lehrer waren dort für das Fach Zoologie Prof. Dr. Ulrich, Prof. Dr. Günther, Prof. Dr. Herter, Prof. Dr. Urich, Prof. Dr. Kemper, für das Fach Allgemeine Biologie und Genetik Prof. Dr. Lüers und Dr. Wolff und für das Fach Botanik Prof. Dr. Drawert, Prof. Dr. Eckardt, Prof. Dr. Thielke, Prof. Dr. Mattick, Dr. Schulze, Dr. Küster. Geographische Vorlesungen hörte ich bei Prof. Dr. Dr. Schultze, Prof. Dr. Jensch, Prof. Dr. Richter, Prof. Dr. Fels und Prof. Dr. Valentin, chemische Vorlesungen bei Prof. Dr. Jahr, Prof. Dr. Lautsch, Dr. Gnichtel, physikalische Vorlesungen bei Prof. Dr. Lassen, philosophische Vorlesungen bei Prof. Dr. Kanthack und pädagogische Vorlesungen bei Prof. Dr. Müller.

Am 6. September 1963 bestand ich die Erste (Wissenschaftliche) Staatsprüfung für das Amt des Studienrats in den Fächern Biologie, Chemie, Geographie, Erziehungswissenschaft und Philosophie.

Prof. Dr. Kemper überließ mir im Herbst 1963 das Thema für meine Dissertation, die ich in der biologischen Abteilung des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes in Berlin ausführte.

Am 24. Juli 1964 heiratete ich Bärbel Vorpahl, geb. Palenschat, mit der ich einen Sohn habe.

In den Schuldienst trat ich als Studienreferendar im Oktober 1963 und schloß meine Ausbildung mit der Zweiten (Pädagogischen) Staatsprüfung für das Amt des Studienrats am 15. September 1965 ab. Seit dem Herbst 1967 bin ich Studienrat.

Bernd-Wulfhard Vorpahl
1 Berlin 20
Spandauer Straße 3 a